



HAL
open science

**Programme de Recherche et d'Étude 2012-2016 “
Diatomées des rivières de Nouvelle-Calédonie ” :
Conception d'un nouvel indice de bio-évaluation de la
qualité écologique des cours d'eau à partir des diatomées
benthiques (IDNC) t.1 Rapport final d'élaboration de
l'IDNC**

J. Marquié, Sébastien Boutry, E. Lefrançois, Michel Coste, François Delmas

► **To cite this version:**

J. Marquié, Sébastien Boutry, E. Lefrançois, Michel Coste, François Delmas. Programme de Recherche et d'Étude 2012-2016 “ Diatomées des rivières de Nouvelle-Calédonie ” : Conception d'un nouvel indice de bio-évaluation de la qualité écologique des cours d'eau à partir des diatomées benthiques (IDNC) t.1 Rapport final d'élaboration de l'IDNC. [Rapport de recherche] irstea. 2018, pp.284. hal-02606920

HAL Id: hal-02606920

<https://hal.inrae.fr/hal-02606920v1>

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Programme de Recherche et d'Étude 2012-2016
« Diatomées des rivières de Nouvelle-Calédonie » :

*Conception d'un nouvel indice de bio-évaluation
de la qualité écologique des cours d'eau
à partir des diatomées benthiques (IDNC)*

Tome 1 : RAPPORT FINAL D'ÉLABORATION DE L'IDNC

Auteurs : J. Marquié & S. Boutry, E. Lefrançois, M. Coste, F. Delmas

- V₂₋₂ du 16/10/2018 -




Observatoire de l'environnement
en Nouvelle-Calédonie

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

Principaux contacts:		
ASCONIT Consultants (*)	Julien Marquié	mailto:julmarquie@gmail.com
	Estelle Lefrançois	mailto:estellelefrancois82@gmail.com
Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA)	Sébastien Boutry	mailto:sebastien.boutry@irstea.fr
	Michel Coste	mailto:michel.coste@irstea.fr
	François Delmas	mailto:francois.delmas@irstea.fr
Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie (OEIL)	Adrien Bertaud	mailto:adrien.bertaud@oeil.nc
Centre National de Recherche Technique (CNRT) «Nickel et son environnement»	France Bailly	mailto:france.bailly@cnrt.nc
	Bernard Robineau (**)	mailto:bernard.robineau@cnrt.nc
Direction des Affaires Vétérinaires, Alimentaires et Rurales (DAVAR)	Valérie Gentien (**)	mailto:valerie.gentien@gouv.nc
	Typhaine Quéré	mailto:typhaine.quere@gouv.nc

(*) : Société fermée depuis cette date

(**) : Changement d'affectation depuis cette date

<p>Avec le précieux soutien logistique, scientifique et technique de Yannick DOMINIQUE (Bureau d'Étude BIOEKO)</p>	
--	---

Référence bibliographique à utiliser pour la citation du présent rapport :

Marquié, J. & Boutry, S., Lefrançois, E., Coste, M., Delmas, F. (2018). Programme d'Étude et de Recherche 2012-2016 : « Diatomées des rivières de Nouvelle-Calédonie : Conception d'un nouvel indice de bio-évaluation de la qualité écologique des cours d'eau à partir des diatomées benthiques ». Rapport final d'élaboration de l'IDNC (V₂₋₂ du 16-10-2018). Irstea – ASCONIT – DAVAR – OEIL Eds. Tome 1 : 268 pages. Tome 2 (Annexes) : 122 pages

Résumé exécutif

Titre de l'étude	Programme de Recherche et d'Etude « Diatomées des rivières de Nouvelle-Calédonie : Conception d'un nouvel indice de bio-évaluation de la qualité écologique des cours d'eau à partir des diatomées benthiques (IDNC). Tome 1 : Rapport final d'élaboration de l'IDNC (V₂₋₂ du 16-10-2018)		
Auteurs	Marquié ,J & Boutry, S., Lefrançois E., Coste, M. Delmas, F.		
Collaborateurs	ŒIL, DAVAR, CNRT Nickel , ANRT (bourse de thèse CIFRE)		
Editeurs	Irstea, ASCONIT, DAVAR & OEIL Eds.		
Année d'édition du rapport	2017 (V ₁) ; 2018 (V ₂₋₂)	Années des données	2012 à 2014

Objectifs	<ul style="list-style-type: none"> - Découvrir et identifier les diatomées des cours d'eau de Nlle-Calédonie, dénombrer les communautés des relevés diatomiques des sites d'étude, - Analyser leur autoécologie (préférences naturelles, réponse aux pollutions anthropiques), - Mettre au point un nouvel indice diatomique pour l'évaluation de la pollution des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, ainsi que ses documents de transfert-utilisateur.
Contexte	<p>Les cours d'eau de Nouvelle-Calédonie nécessitent une surveillance régulière et attentive de leur état écologique. L'objectif est de contrôler et de maîtriser les effets des pollutions anthropiques, en vue de préserver ces milieux naturels à haute valeur patrimoniale. Jusqu'à présent, les cours d'eau locaux faisaient l'objet d'une surveillance régulière, notamment sur le plan de la chimie de l'eau, ainsi qu'à l'aide d'un indice biotique invertébrés mis en place et validé depuis quelques années (IBNC, Mary, 1999). En complément, à partir de 2012, l'OEIL et le CNRT « Nickel et son Environnement » ont soutenu la mise en place d'un programme de développement d'un nouvel indice diatomique destiné à surveiller l'état écologique des cours d'eau locaux à partir d'un compartiment de producteurs primaires phototrophes, les diatomées benthiques. En fonction des principales sources locales de pollution, cet indice devrait permettre d'évaluer en particulier l'enrichissement trophique et les altérations d'origine minière. Ce programme a été réalisé de 2012 à 2017 par un consortium constitué du Bureau d'Etude ASCONIT et de l'Etablissement national de Recherche Irstea, appuyé par l'allocation de thèse CIFRE / ANRT de Julien Marquié et le soutien logistique local du Bureau d'Etude BIOEKO.</p>

<p>Méthodologie</p>	<p>Un réseau de 74 sites de terrain incluant des sites appartenant à 6 HER et représentatifs des différents contextes naturels de la Grande-Terre, ainsi que d'autres exposés à différentes natures d'altérations anthropiques, a été élaboré et suivi pendant 4 campagnes de terrain échelonnées d'octobre 2012 à Juin 2014 et couvrant les 2 saisons (sèche, humide). Ces sites ont fait l'objet de la collecte couplée d'échantillons d'eau pour analyses physico-chimiques et de relevés diatomiques. Dans un contexte naturel encore méconnu, il a fallu identifier et dénombrer ces assemblages en vue de préciser l'écologie des espèces présentes sur place, dont bon nombre sont endémiques. Des analyses multivariées ont aidé à prendre connaissance des caractéristiques gradients chimiques locaux (naturels, anthropiques). Une biotypologie a permis d'identifier les principaux assemblages-types et leurs préférences écologiques. Les espèces les plus informatives sur les effets des pollutions ont été recherchées et listées à l'aide du software TITAN, qui étudie la pureté de distribution de tels taxons aux gradients de pollution (taxons d'alerte). Il a été choisi l'option de créer l'IDNC (Indice Diatomique de Nouvelle-Calédonie) sur une base multimétrique s'appuyant sur la réponse des espèces diatomiques à 7 gradients élémentaires d'altération anthropique, dont 4 trophiques (DBO5, NH4, PO4, NO3) et 3 représentatifs d'altérations minières (Chrome dissous, Nickel dissous, colmatage latéritique), et de faire participer au final à poids égal ces 2 principaux types d'altérations, via une métrique intégrative «trophique» et une métrique intégrative d'«altération minière».</p>			
<p>Résultats et conclusions</p>	<p>Les 210 relevés d'étude ont permis d'identifier sur place 466 taxons antérieurement mal connus voire inconnus, dont 217 taxons d'eau douce participent au calcul d'IDNC. Avec la connaissance taxonomique et écologique capitalisée, 7 listes de taxons d'alerte ont été sélectionnées et répondent de façon plutôt satisfaisante aux gradients anthropiques concernés. Pour une plus grande sensibilité et capacité de discrimination, l'IDNC base son évaluation finale sur le principe de OO-AO (one out- all out), en attribuant comme état écologique le résultat le plus altéré entre effets intégrés de pollution trophique et effets intégrés de pollution minière. Outre le présent rapport final, un guide taxonomique de haute valeur ajoutée a été délivré, et un guide méthodologique d'application de l'IDNC sera prochainement rédigé afin d'appuyer le transfert de cette nouvelle méthode auprès des futurs utilisateurs.</p>			
<p>Limites de l'étude</p>	<p>Les résultats procurés par l'IDNC permettent une évaluation plutôt robuste des cours d'eau et de leurs pollutions sur la base de la composition spécifique de leurs communautés de diatomées benthiques. L'assiette des référentiels disponibles à l'issue de l'étude étant encore modeste, l'ajout régulier de données de réseaux permettra le moment venu de conforter certains profils d'espèces voire, en fonction de l'assise complète des données disponibles, de rajouter quelques taxons d'alerte.</p>			
<p>Evolutions</p>	<p>Version</p>	<p>V₂₋₂</p>	<p>Date de la version</p>	<p>16-10-2018</p>

Sommaire

INTRODUCTION	1
I. CONTEXTE	3
I.1 ÉLÉMENTS GÉNÉRAUX	3
I.2 CONTEXTE LOCAL DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE	6
I.2.1 <i>Situation géographique et administrative</i>	6
I.2.2 <i>Géographie physique, relief et paysage</i>	8
I.2.3 <i>Climat</i>	10
I.2.3.1 Saisonnalité	10
I.2.3.2 Pluviométrie	10
I.2.4 <i>Réseau hydrographique, aspects hydrologiques</i>	12
I.2.5 <i>Géologie</i>	12
I.2.6 <i>Pressions anthropiques et altération des milieux aquatiques</i>	16
I.2.6.1 Pollution et effluents domestiques	17
I.2.6.2 Pollution et effluents agricoles	18
I.2.6.3 Activité minière et risques attachés	18
I.3 SPECIFICITÉS BIOGÉOGRAPHIQUES, ENDEMISME	21
I.4 ZONATION HYDROCOREGIONALE ET RÉFÉRENCES « ADEQUATES »	25
I.4.1 <i>Aspects généraux</i>	25
I.4.2 <i>Mise en place des HER en Nouvelle-Calédonie</i>	27
I.5 SURVEILLANCE DES COURS D'EAU EN NOUVELLE-CALÉDONIE	30
I.6 OBJECTIFS CONTRACTUELS DU PROGRAMME DIATOMIQUE :	32
II. DISPOSITIF ET STRATÉGIE DE TERRAIN	33
II.1 CODAGE DES STATIONS ET RELEVÉS DE TERRAIN	33
II.2 STRATÉGIE TEMPORELLE DE MESURE ET D'ÉCHANTILLONNAGE	34
II.3 ASSISE [SITES X RELEVÉS] DE L'ÉTUDE	35
II.4 LES RÉFÉRENCIELS DE DONNÉES	41
II.4.1 <i>Les données abiotiques</i>	41
II.4.1.1 Données attachées à la station	42
II.4.1.2 Données descriptives générales du couple station – date	42
II.4.1.3 Données de physico-chimie de terrain	42
II.4.1.4 Prélèvements d'eau	43
II.4.1.5 Laboratoires d'analyse	43
II.4.1.6 Données de chimie liées au substrat	44
II.4.1.7 Données de chimie liées à l'enrichissement trophique	47
II.4.1.8 Référentiels abiotiques : bilan, résolution des problèmes	49
II.4.2 <i>Les données biologiques (assemblages diatomiques)</i>	51
II.4.2.1 Collecte de terrain	51
II.4.2.2 Traitement des échantillons, préparation des lames	52
II.4.2.3 Observation et inventaire des diatomées	53
II.4.2.4 Bilan et caractéristiques du jeu de données diatomiques	54
III. DEMARCHE GÉNÉRALE D'ANALYSES BIOMATHÉMATIQUES	57
IV. ANALYSES EXPLORATOIRES DES RÉFÉRENCIELS DE NOUVELLE-CALÉDONIE	62
IV.1 RÉALISATION D'UNE ANALYSE EXPLORATOIRE DU JEU DE DONNÉES ABIOTIQUES GLOBAL (ACP COMPLÈTE)	62
IV.1.1 <i>Objectifs de cette analyse, particularités de mise en œuvre</i>	62
IV.1.2 <i>Résultats de l'ACP complète</i>	63
IV.1.3 <i>Interprétation de la matrice d'autocorrélation de Pearson</i>	68
IV.2 RÉALISATION D'UNE ACP RESTREINTE SUR UNE SÉLECTION DE 17 VARIABLES	73
IV.2.1 <i>Particularités de mise en œuvre de l'ACP restreinte</i>	73
IV.2.2 <i>Résultats de l'ACP restreinte</i>	74
IV.3 RÉALISATION D'UNE BIOTYPOLOGIE DES ASSEMBLAGES DIATOMIQUES À L'AIDE DE LA CAH	87
IV.3.1 <i>Structure du jeu de données des relevés diatomiques</i>	87
IV.3.2 <i>Objectifs de la CAH, particularités de mise en œuvre</i>	91
IV.3.3 <i>Description des biotypes obtenus</i>	93

IV.3.4	Localisation et préférences écologiques des biotypes	95
IV.3.5	Sélection des espèces caractéristiques des biotypes	106
IV.4	ÉLÉMENTS SYNTHÉTIQUES SUR LES BIOTYPES DIATOMIQUES DE NOUVELLE-CALÉDONIE ET LEUR ÉCOLOGIE	107
V.	DEMARCHE D'ÉLABORATION DE L'IDNC	113
V.1	REFLEXION METHODOLOGIQUE SUR LA STRATEGIE INDICIELLE A METTRE EN PLACE	113
V.2	RESUME DES PRINCIPES DE BASE ET DES OBJECTIFS RETENUS POUR ELABORER L'IDNC	121
V.3	CHOIX DE L'OUTIL TITAN ET JUSTIFICATION	122
V.4	MOBILISATION DE TITAN POUR LA CONCEPTION DE L'IDNC.....	130
V.4.1	Discussion préalable	130
V.4.2	Descripteurs d'anthropisation étudiés.....	131
V.4.3	Sélection des taxons indicateurs.....	137
V.4.3.1	Aspects méthodologiques spécifiques	137
V.4.3.2	Mise en œuvre et interprétation des sorties de TITAN	139
V.4.3.3	Exemples de taxons d'alerte TITAN sur nutriments	141
V.4.3.4	Exemples de taxons d'alerte d'altération minière sélectionnés par TITAN.....	142
V.4.3.5	Sélection des listes par paramètre d'altération sous TITAN.....	146
V.5	CONSTRUCTION DES METRIQUES INDIVIDUELLES D'ALTERATION	152
V.5.1	Assise-taxons, formulation	153
V.5.2	Premiers tests, diagnostic.....	155
V.5.3	Complétion des taxons d'alerte par expertise	161
V.5.3.1	Éléments diagnostiques, origine des problèmes.....	161
V.5.3.2	Complétion ciblée des listes de taxons d'alerte pour certains paramètres	163
V.5.3.3	Cas spécifiques de l'altération latéritique	167
V.5.3.4	Listes finales des taxons d'alerte.....	172
V.5.4	Résultats d'évaluation des métriques révisées	175
V.6	ÉVALUATION EN EQR PAR METRIQUE D'ALTERATION	186
V.6.1	Discussion des principes généraux d'évaluation.....	186
V.6.1.1	Principes.....	186
V.6.1.2	Assise géographique de l'évaluation, particularités de rattachement	187
V.6.2	Méthode de construction des grilles d'EQR	188
V.6.3	Seuils d'évaluation adoptés	197
V.6.4	Résultats d'évaluation en EQR.....	201
V.6.4.1	Résultats obtenus vis-à-vis des altérations trophiques	201
V.6.4.2	Résultats obtenus vis-à-vis des altérations minières	203
V.7	L'INDICE DIATOMIQUE NOUVELLE-CALÉDONIE (IDNC).....	207
V.7.1	Formulation	207
V.7.1.1	Aspects de bioindication « trophique »	208
V.7.1.2	Aspects de bioindication des altérations minières.....	213
V.7.1.3	Formulation de l'IDNC : agrégation finale	214
V.7.2	Résultats obtenus par l'IDNC sur le réseau.....	217
V.7.2.1	Classement selon la qualité chimique des cours d'eau	217
V.7.2.2	Classement selon l'EQR «Altération Trophique » de l'IDNC.....	223
V.7.2.3	Classement selon l'EQR « Altérations minières » de l'IDNC.....	224
V.7.2.4	Classement d'État Écologique intégré selon l'IDNC	226
V.7.3	Résultats détaillés d'évaluation sur quelques exemples-types.....	228
V.7.3.1	Site de référence (HER volcano-sédimentaire)	229
V.7.3.2	Site sous altération trophique (HER volcano-sédimentaire)	232
V.7.3.3	Site de référence (HER ultramafique)	235
V.7.3.4	Site sous altération minière (HER ultramafique) :	238
V.7.3.5	Accès aux résultats détaillés d'évaluation au relevé et au site :	241
V.7.4	Alertes sur la fiabilité des résultats d'IDNC.....	241
V.8	IDEE D'OUTIL DE DIAGNOSTIC	246
VI.	CONCLUSION ET PERSPECTIVES	251
	BIBLIOGRAPHIE	263

Figures :

Figure 1 : Carte de situation générale de l'archipel de Nouvelle-Calédonie. (source : www.monde-diplomatique.fr).....	6
Figure 2 : Carte des provinces de Nouvelle-Calédonie. (source ; www.gouv.nc).....	7
Figure 3 : Carte de géographie physique de Nouvelle-Calédonie. (adaptée d'après www.cartograf.fr).....	9
Figure 4 : Carte de répartition pluviométrique régionalisée à l'aide du modèle AURELHY (Biotop et Asconit 2011).....	11
Figure 5 : Carte géologique simplifiée de la Nouvelle-Calédonie. (Source : Université de Nouvelle-Calédonie, http://svt.ac-noumea.nc/doc/attente_prof_geol/images_forme/carte_generale.jpg)	13
Figure 6 : Profil d'altération classique des péridotites en Nouvelle-Calédonie. (L'huillier et al. 2010).	15
Figure 7 : Bloc de saprolite avec brèche de garniérite. (Photo L. Alizert).	16
Figure 8 : Cadre conceptuel de la régionalisation HER : représentation schématique de l'emboîtement hiérarchique des facteurs de contrôle des écosystèmes d'eau courante.....	27
Figure 9 : Logigramme de définition typologique des HER de Nouvelle-Calédonie.....	28
Figure 10 : Représentation cartographique des hydro-éco-régions de Nouvelle-Calédonie.....	30
Figure 11 : Réseau de sites d'étude (codes-sites, localisation géographique, campagnes réalisées) sur la moitié Nord de la Grande Terre.	38
Figure 12 : Réseau de sites d'étude (codes-sites, localisation géographique, campagnes réalisées) sur la moitié Sud de la Grande Terre.	39
Figure 13 : Brossage des substrats à la brosse à dents et récupération du biofilm.....	52
Figure 14 : Balayage par transects sous le microscope et illustration d'un champ d'objectif.	53
Figure 15 : Analyses exploratoires réalisées sur les jeux de données abiotiques et diatomiques de Nouvelle-Calédonie.....	57
Figure 16 : Démarche générale d'élaboration du nouvel indice multimétrique (IDNC).	59
Figure 17 : Cercles des composantes principales de l'ACP Complète : croisement (Axe 1 X Axe 2) à gauche, croisement (Axe 1 x Axe 3) à droite.	63
Figure 18 : Croisement (Axe 1 X Axe 2) de l'ACP complète : positionnement des relevés.....	64
Figure 19 : Croisement (Axe 1 X Axe 3) de l'ACP complète : positionnement des relevés.....	67
Figure 20 : Matrice d'autocorrélation de Pearson entre les 25 descripteurs abiotiques de l'ACP complète.	68
Figure 21 : Cercles des composantes principales de l'ACP restreinte : Croisement (Axe 1 X Axe 2) à gauche, croisement (Axe 1 x Axe 3) à droite.	75
Figure 22 : Croisement (Axe 1 X Axe 2) de l'ACP restreinte : positionnement des relevés individuels.....	78
Figure 23 : Croisement Axe 1 X Axe 2 de l'ACP restreinte : a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le statut du site.....	79
Figure 24 : Croisement (Axe 1 X Axe 3) de l'ACP restreinte : positionnement des relevés.....	84
Figure 25 : Croisement Axe 1 X Axe 3 de l'ACP restreinte :a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le statut du site.....	85
Figure 26 : Diatomées des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie (466 taxons) : a) Distribution de l'occurrence des taxons ; b) Distribution des abondances relatives moyennes.....	88
Figure 27 : Distribution des 466 taxons de Nouvelle-Calédonie selon un ordre décroissant d'occurrence et classification de l'abondance relative moyenne.	91
Figure 28 : Arbre biotypologique obtenu à partir des relevés diatomiques de Nouvelle-Calédonie.....	94
Figure 29 : Croisement Axe 1 X Axe 2 de l'ACP restreinte : a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le biotype diatomique.	96
Figure 30 : Croisement Axe 1 X Axe 3 de l'ACP restreinte : a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le biotype diatomique.	97
Figure 31 : Caractérisation des préférences écologiques des biotypes diatomiques de Nouvelle-Calédonie.	99
Figure 32 : Organigramme de fonctionnement de l'outil TITAN (Threshold IndicatorTaxa Analysis) - adapté d'après Baker et King 2010.	124
Figure 33 : Réponse de l'IndVal et des z scores pour 6 distributions hypothétiques d'abondances de taxon au long d'un gradient environnemental uniforme - adapté d'après Baker et King 2010.	128
Figure 34 : Exemples de représentation graphique de 2 taxons indicateurs de DBO5 sélectionnés par TITAN.....	140
Figure 35 : Exemples de la représentation graphique de taxons indicateurs d'enrichissement anthropique par des nutriments (DBO ₅ , NH ₄ , PO ₄ , NO ₃) sélectionnés d'emblée par TITAN pour la conception de l'IDNC.	141
Figure 36 : Exemples de taxons indicateurs d'altérations liées à l'activité minière (Cr, Ni, colmatage latéritique) sélectionnés d'emblée par TITAN pour la conception de l'IDNC.	143
Figure 37 : Seuillage des taxons d'alerte sous TITAN : exemples des gradients de PO ₄ et de NO ₃	147
Figure 38 : Seuillage des taxons d'alerte sous TITAN, exemples de 2 gradients liés aux activités minières, a) teneurs en nickel dissous, b) colmatage latéritique.	149
Figure 39 : État écologique moyen selon l'IDNC, des sites d'étude selon les 7 métriques élémentaires d'évaluation.	156

Figure 40 : Classement des relevés diatomiques selon les 7 métriques de qualité et le substrat, échelle graduelle du blanc (absence de taxons d'alerte) au violet (nombreux taxons d'alerte).....	158
Figure 41 : Exemples de taxons rachetés pour le diagnostic des altérations anthropiques "trophiques".....	164
Figure 42 : Exemples de taxons rachetés pour le diagnostic des altérations minières.....	166
Figure 43 : Résultats de la métrique d'altération latéritique sur substrats ultramafiques : a) sélection d'emblée par TITAN sans expertise ; b) après expertise approfondie.....	168
Figure 44 : Résultats des 7 métriques d'altération suite à l'expertise des listes de taxons d'alerte	176
Figure 45 : Résultats des métriques par type de contexte naturel après intervention d'expertise.....	178
Figure 46 : Résultats des 7 métriques biologiques par HER, séparant les sites de référence des sites à évaluer.....	182
Figure 47 : Principe théorique de mise en place d'une grille d'évaluation en EQR de métrique ou d'indice.....	189
Figure 48 : Variabilité du domaine et des valeurs de référence de Nouvelle-Calédonie selon les régions naturelles et les paramètres.....	193
Figure 49 : Principe d'établissement de la correspondance entre échelle de métrique biologique et échelle de son EQR : exemples du PO4 et du nickel dissous.....	195
Figure 50 : Exemples de 2 métriques biologiques d'altération converties en EQR (PO4, Ni).....	199
Figure 51 : Distribution des EQR-PO4 et des EQR-NO3 en sites de référence et à évaluer selon la région naturelle (HER «adaptées») et le type de site vis-à-vis de la pression anthropique	202
Figure 52 : Distribution des EQR-Ni et des EQR-Lat. en sites de référence et à évaluer, par ensemble naturel (HER «aménagées») et par grand type de pression anthropique	204
Figure 53 : Démarche consolidée de formulation du nouvel indice multimétrique (IDNC).....	209
Figure 54 : État abiotique donné par le SEQ Eau par groupe de paramètres pour les 4 campagnes.....	218
Figure 55 : État physico-chimique intégré des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie pour chaque relevé [site X date] (Classes du SEQ-Eau).	222
Figure 56 : État trophique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie pour chaque relevé [site X date] (EQR intégré « Trophie » de l'IDNC).....	224
Figure 57 : Altérations biologiques minières des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie pour chaque relevé [site X date] (EQR intégré «Altérations Minières» de l'IDNC).	225
Figure 58 : Évaluation intégrée d'État Écologique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie sur la base du maillon diatomique : Résultats de l'IDNC pour chaque campagne [site x date].	227
Figure 59 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site de référence volcano-sédimentaire de l'HER G (Relevé de 1 ^{ère} campagne du site POU1).	230
Figure 60 : Profil intégré d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi à partir des 4 relevés obtenus sur un site de référence volcano-sédimentaire de l'HER B (site YAH1).	232
Figure 61 : Profil d'évaluation intégrée d'état écologique (dont IDNC) sur un site volcano-sédimentaire subissant une très forte pollution trophique (Site YAH2, STEP de Nouméa).	233
Figure 62 : Profil d'évaluation intégrée d'état écologique (dont IDNC) sur un site volcano-sédimentaire subissant une forte pollution trophique (Site KAR2, sous influence urbaine de Païta).....	234
Figure 63 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site de référence ultramafique de l'HER D (Relevé de 1 ^{ère} campagne du site WAD2).	235
Figure 64 : Profil intégré d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi à partir des 4 relevés obtenus sur un site de référence ultramafique de l'HER D (site WAD2).	236
Figure 65 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site ultramafique de l'HER E impacté par l'activité minière (Relevé de 3 ^{ème} campagne du site WAN1).....	238
Figure 66 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site ultramafique de l'HER E impacté par l'activité minière (Relevé de 1 ^{ère} campagne du site ADO1).	239
Figure 67 : Profil intégré d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi à partir des 4 relevés obtenus sur un site ultramafique de l'HER E sous forte influence de pollution minière (site ADO1).	240
Figure 68 : Contrôle de fiabilité du résultat d'IDNC obtenu sur les 210 relevés complets du programme d'étude.....	242
Figure 69 : Représentation de la fiabilité du calcul de l'IDNC (1 ^{ère} campagne de prélèvement).....	245
Figure 70 : Exemple d'outil de diagnostic trophique basé sur un principe de diagramme-radar. Réponses trophiques : a) d'un site de référence ; b) d'un site altéré par l'agglomération de Nouméa.	248
Figure 71 : Exemple d'outil de diagnostic basé sur un principe de diagramme-radar : a) Site volcano-sédimentaire sous influence d'altération trophique ; b) site ultramafique sous influence minière.....	250

Tableaux :

Tableau 1 : Réseau des sites d'étude et dates des prélèvements réalisés.	36
Tableau 2 : Paramètre de physico-chimie de terrain collectés et unités.	42
Tableau 3 : Réseaux de prélèvement et laboratoires d'analyses correspondants.	44
Tableau 4 : Degré de détermination taxinomique des espèces de l'étude Nouvelle-Calédonie.	55
Tableau 5 : Inertie relative portée par les premiers axes de l'ACP complète.	63
Tableau 6 : Inertie relative portée par les premiers axes de l'ACP restreinte.	74
Tableau 7 : Répartition, principales caractéristiques écologiques et espèces typiques des 7 biotypes diatomiques de Nouvelle-Calédonie.	108
Tableau 8 : Grille de notation de l'intensité de présence des fines latéritiques dans les cours d'eau du dispositif d'étude.	134
Tableau 9 : Taxons d'alerte par paramètre d'altération utilisés par l'IDNC (sélection directe par TITAN).	151
Tableau 10 : Seuils de changement au niveau des communautés multisécifiques déterminés par TITAN pour les 7 paramètres d'anthropisation.	152
Tableau 11 : Taxons d'alerte par paramètre d'altération utilisés par l'IDNC (taxons d'alerte TITAN + liste complémentaire de quelques taxons d'alerte sélectionnés après expertise).	173
Tableau 12 : Limites de classes de qualité des 7 paramètres d'altération par HER "aménagée".	200
Tableau 13 : Groupes de paramètres d'altération du SEQ Eau (hors micropolluants organiques de synthèse).	219
Source : http://diemvce5.org/images/tele/seq-eau-principes.pdf	219

Sommaire du Tome 2 : ANNEXES

ANNEXE 1 : COORDONNEES GEOGRAPHIQUES DES STATIONS D'ETUDE	1
ANNEXE 2 : DONNEES MESOLOGIQUES AUX STATIONS A LA DATE DU PRELEVEMENT	3
ANNEXE 3 : METHODES D'ANALYSE DES PARAMETRES DE PHYSICO-CHIMIE	9
ANNEXE 4 : LISTE ET CODES-METIER DES 494 ENTITES TAXONOMIQUES DENOMBREES DANS LES INVENTAIRES DIATOMIQUES DE NOUVELLE-CALEDONIE (ETUDE 2012-2016)	11
ANNEXE 5 : ABONDANCE RELATIVE (EN %) DES TAXONS DENOMBRES PAR RELEVÉ DIATOMIQUE (ETUDE NOUVELLE-CALEDONIE 2012-2016)	17
ANNEXE 6 : CARACTERISTIQUES DES BIOTYPES DIATOMIQUES DE NOUVELLE-CALEDONIE	75
ANNEXE 6-1 : ARBRE BIOTYPOLOGIQUE ET BIOTYPES IDENTIFIES (NIVEAU DE COUPE : 7 CLUSTERS)	75
ANNEXE 6-2 : ESPECES STRUCTURANTES DE CHAQUE BIOTYPE ET DE GROUPES DE CLUSTERS.....	77
ANNEXE 6-3 : LOCALISATION DES 7 BIOTYPES DIATOMIQUES PAR CAMPAGNE DE PRELEVEMENT	81
ANNEXE 6-4 : PREFERENCES AUTOECOLOGIQUES DES 7 BIOTYPES DIATOMIQUES DE NC.....	85
ANNEXE 6-5 : ENSEIGNEMENTS TIRES DE L'AFC POUR LE DISPOSITIF D'EVALUATION IDNC.....	89
ANNEXE 7 : SELECTION DES TAXONS D'ALERTE DE L'IDNC PAR DESCRIPTEUR D'ANTHROPISATION (APRES EXPERTISE)	91
ANNEXE 7-1 : TABLEAU FINAL DES TAXONS D'ALERTE SELECTIONNES PAR PARAMETRE ELEMENTAIRE D'ALTERATION	91
ANNEXE 7-2 : PROFILS TITAN DES TAXONS D'ALERTE PAR PARAMETRE D'ALTERATION	93
ANNEXE 8 : LISTE DES 218 TAXONS CONSTITUTIFS DE L'IDNC ET VALEUR INDICATRICE	101
ANNEXE 9 : CONVERSION DES RESULTATS DES 7 METRIQUES D'ALTERATION DIATOMIQUE EN EQR PAR HER « AMENAGEE »	105
ANNEXE 10 : EVALUATION DE L'ETAT ECOLOGIQUE A PARTIR DE L'IDNC	113
ANNEXE 10-1 : SEUILS DE QUALITE DIATOMIQUE PAR PARAMETRE D'ALTERATION ET PAR HER	113
ANNEXE 10-2 : REGLES D'AGREGATION DES METRIQUES D'ALTERATION BIOLOGIQUE DANS L'IDNC.....	114
ANNEXE 10-3 : EVALUATION DIATOMIQUE DES COURS D'EAU DE NOUVELLE-CALEDONIE AU RELEVÉ AVEC L'IDNC.....	115

INTRODUCTION

La Nouvelle-Calédonie, archipel d'Océanie d'une superficie de 18 575,5 km², est le territoire d'outre-mer le plus éloigné de la Métropole. Située à une distance de près de 17 000 km dans l'Océan Pacifique, son chef-lieu est Nouméa. La NC a un statut politique de collectivité *sui generis* défini par la loi organique du 19 mars 1999, faisant suite à l'accord de Nouméa du 20 mai 1998. Aussi, certains aspects du droit Communautaire ne s'y appliquent pas.

Il existe d'importants enjeux environnementaux sur place, liés notamment à l'exploitation minière du nickel et aux activités humaines plus conventionnelles telles que l'urbanisation et l'agriculture. Au sein de sa Zone Économique Exclusive (ZEE), qui représente à elle seule 13 % de la ZEE nationale, la Nouvelle-Calédonie possède d'importants milieux naturels peuplés d'espèces patrimoniales souvent marquées d'endémisme, qui la font considérer comme un hotspot de biodiversité à l'échelle mondiale (Myers et al. 2000).

Du fait de son statut particulier, le territoire calédonien n'est pas considéré comme un bassin hydrographique au sens européen du terme, et la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, JOCE, 23 Octobre 2000) ne s'y applique pas. Cependant, l'importance de ce patrimoine naturel, ainsi que les menaces qui pèsent sur la durabilité des ressources et des milieux sur le long terme, ont conduit la collectivité à se doter de 2 dispositifs réglementaires spécifiques visant à la protection du patrimoine environnemental : la Délibération n° 2008-306/APN du 24 octobre 2008, relative au code de l'environnement de la Province Nord (JONC 29 décembre 2008, p. 8578) et la Délibération n° 25-2009/APS du 20 mars 2009 relative au code de l'environnement de la Province Sud (JONC 9 avril 2009, p. 2590).

La stratégie adoptée pour suivre et préserver la qualité des milieux aquatiques continentaux et littoraux s'inspire assez largement de la philosophie générale de surveillance et d'évaluation de la DCE. En effet, outre l'analyse régulière de l'état physico-chimique des masses d'eau, il est prévu de suivre de plus près certains compartiments biologiques-clés afin de s'assurer de façon plus intégrée que la qualité des milieux aquatiques autorise les organismes qui y vivent à boucler normalement leur cycle de vie (notion de Bon État Écologique). Cependant, une difficulté rencontrée à ce niveau tient à la grande particularité biogéographique des assemblages biologiques locaux, ce qui empêche toute réutilisation dans l'état de méthodes biologiques mises au point dans un contexte non comparable (exemple des indices biologiques mis au point en métropole, à la Réunion, aux Antilles, etc...).

L'importance des enjeux de surveillance des écosystèmes aquatiques locaux a conduit, à partir de la fin des années 90, à un effort de développement de méthodes hydrobiologiques de surveillance adaptées au contexte spécifique de Nouvelle-Calédonie. Pour les cours d'eau, les premiers travaux ont plus spécifiquement porté sur les maillons des macroinvertébrés benthiques et des poissons. Cependant, compte-tenu de la méconnaissance des cortèges locaux et de leur écologie précise, cette tâche est de longue haleine. A ce stade, les seuls indices biotiques validés et opérationnels pour l'évaluation de la qualité des cours d'eau, portent sur le maillon des macroinvertébrés benthiques: l'Indice Biotique de Nouvelle-Calédonie (IBNC) (Mary 1999) et l'Indice Biosédimentaire (IBS) (Mary 2016).

Le travail sur les poissons ne fait pas l'objet d'un indice à proprement parler mais ce maillon est tout de même utilisé comme bioindicateur à partir de l'abondance et la diversité spécifique des communautés dont la détermination s'appuie sur l'atlas de Marquet et al. (2003).

Du fait de ce manque de bioindicateurs opérationnels, dans la lignée des conclusions émises à l'issue des Ateliers thématiques « eau douce », tenus en avril 2010, l'Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie (OEIL) et le CNRT Nickel et son environnement, ont décidé de lancer un programme de Recherche et Développement visant à la mise au point un nouveau bioindicateur de l'état des cours d'eau basé sur le compartiment des diatomées benthiques. La réalisation de ce programme, initié en Octobre 2012, a été confiée à un consortium expérimenté en la matière qui associe le Bureau d'Étude ASCONIT Consultants et IRSTEA. Pour mémoire, dans le contexte de l'entrée en application récente de la DCE pour les DOM Français et concernant l'utilisation du maillon diatomique des cours d'eau, ce consortium a notamment réussi le développement et le transfert d'un nouvel indice diatomique pour la Réunion, l'IDR, (Gassiole 2014), d'un nouvel indice diatomique pour la Martinique et la Guadeloupe, l'IDA, (Gueguen et al. 2013) et d'un dispositif d'évaluation provisoire des cours d'eau de Guyane à partir de l'IPS (2014), qui ont désormais force d'application (Arrêté « Évaluation » du 27 Juillet 2015 paru au JO du 28 Août 2015).

Le présent programme de recherche-développement, réalisé entre la mi-October 2012 et la fin d'année 2016, a pu bénéficier de l'appui de la thèse CIFRE (Convention Industrielle de Formation par la REcherche) de Julien MARQUIÉ, grâce au soutien de l'ANRT (Association Nationale Recherche Technologie). Ce travail s'est notamment appuyé sur la capitalisation et la synthèse de toute la connaissance taxonomique et écologique antérieurement acquise sur des échantillons diatomiques locaux, collectés à l'occasion de missions naturalistes historiques (travaux publiés de (Carter 1922; Manguin 1962; Maillard 1978; Moser et al., 1995; Moser et al., 1998; Moser 1999; Watanabe et Asai 2008), ainsi que d'études contemporaines d'initiatives locales, notamment (Coste et al., 1998); (Flouhr et Mary 2013). Il a aussi fallu gérer, avec l'appui de la bibliographie internationale la plus actuelle, quelques contradictions entre ces auteurs et de très nombreuses réactualisations taxonomiques, puis déterminer à l'espèce et compter en abondances relatives les 215 échantillons diatomiques collectés sur 74 stations différentes, à l'occasion de 4 missions de prélèvements de terrain, sur une durée de 2 années (d'October 2012 à Avril 2014) et couvrant 2 saisons différentes.

Un nouvel indice diatomique dédié au contexte de Nouvelle-Calédonie, l'IDNC, a pu être mis en place. Il fait appel à 2 métriques de mesure d'altération : l'une est dédiée à la mesure assez classique des effets de l'enrichissement anthropique en nutriments dans les cours d'eau ; l'autre répond à un enjeu important dans le contexte local, elle est plus spécifiquement dédiée à la bioindication des pollutions métalliques et/ou des problématiques d'érosion et de colmatage liées à l'exploitation minière du nickel. Enfin, il est proposé un dispositif d'évaluation de l'état diatomique permettant une régionalisation de l'évaluation sur des ensembles naturels homogènes de Nouvelle-Calédonie. Ce dispositif, qui prend notamment en compte une zonation naturelle abiotique préexistante (Hydro-Eco-Régions de Nouvelle-Calédonie ou HER, (Biotop et Asconit 2011), utilise des grilles d'évaluation différentes, calées sur un niveau de référence différent, en fonction des caractéristiques et de la variabilité des conditions naturelles de la zone considérée.

I. CONTEXTE

I.1 Éléments généraux

La Nouvelle-Calédonie (NC) est le territoire d'outre-mer le plus éloigné de la France métropolitaine. Située dans l'Océan Pacifique à une distance de près de 17 000 km de la métropole, il fait partie de l'archipel de la Mélanésie. L'archipel couvre une surface émergée de plus de 18 500 km². Son chef-lieu Nouméa, qui compte environ 100 000 habitants, se situe au Sud-Sud-Ouest de la Grande Terre.

Suite à l'accord de Nouméa du 20 mai 1998 et de par la loi organique du 19 mars 1999, la NC a acquis un statut politique de collectivité sui generis. Ainsi, la France reconnaît la citoyenneté de la Nouvelle-Calédonie et organise le transfert local progressif des compétences auparavant détenues par l'État français vers un gouvernement local. En conséquence, le territoire ne fait pas partie de l'Europe et n'est pas soumis à ses réglementations.

Il existe sur place d'importants enjeux environnementaux, liés notamment à l'exploitation minière du nickel, la Nouvelle-Calédonie étant le 6ème pays producteur actuel, possédant ¼ des ressources mondiales (Geological Survey 2016), mais aussi à d'autres activités humaines comme le bâtiment, le tourisme. Ces activités et implantations humaines exercent des pressions directes sur le territoire mais sont aussi susceptibles, sur le court, moyen et long terme, d'altérer durablement les ressources en eaux douces superficielles (cours d'eau et plans d'eau) et souterraines. Des risques de transfert de pollutions vers l'aval et de propagation par les cours d'eau vers des milieux littoraux sensibles sont aussi à craindre.

Au sein de sa ZEE, la deuxième plus importante pour le territoire français après celle de la Polynésie Française et qui représente en tout plus de 13 % de la ZEE nationale avec 1 422 543 km², la Nouvelle-Calédonie possède d'importants milieux naturels peuplés d'espèces patrimoniales souvent marquées d'endémisme, qui la font considérer comme un hot-spot de biodiversité à l'échelle mondiale (Myers et al. 2000). Les lagons littoraux, sont des milieux naturels qui présentent un grand intérêt du fait de leur très forte biodiversité. Cependant, le patrimoine naturel qu'ils représentent peut être considéré comme particulièrement exposé et vulnérable lorsque les territoires continentaux ou îliens auxquels ils sont rattachés sont soumis à une pression humaine significative et croissante, ce qui est le cas en Nouvelle-Calédonie. Aussi, dans un objectif de préservation de milieux naturels remarquables à l'échelle mondiale, en date du 7 Juillet 2008, une grande partie des lagons de Nouvelle-Calédonie, soit six sites couvrant une surface totale de 15 743 km², ont été inscrits au patrimoine mondial de l'UNESCO.

Au même titre que la protection d'autres milieux et cortèges patrimoniaux menacés, la durabilité de la ressource en eau et la préservation de la qualité des milieux aquatiques continentaux et littoraux sont un sujet important de préoccupation locale. Cependant, le territoire ne fait pas partie de l'Europe et n'est pas soumis à ses réglementations. En particulier, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, JOCE, 23 Octobre 2000) et la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, JOCE, 17 juin 2008) n'y ont pas force d'application.

Cependant, la stratégie adoptée localement en matière de surveillance et de protection des cours d'eau permet de s'inspirer assez largement de la philosophie générale de surveillance et d'évaluation de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) appliquée en Europe, à chaque fois qu'elle se révèle intéressante dans ce contexte spécifique.

Certains apports méthodologiques et conceptuels de cette Directive qui présentent un intérêt dans le contexte spécifique de la Nouvelle-Calédonie, sont évoqués et résumés ci-dessous :

- La surveillance régulière de l'état physico-chimique des masses d'eau par le biais de réseaux institutionnels, au moyen de mesures physico-chimiques et d'analyses chimiques périodiques, permet de s'assurer de la qualité de l'eau et de son évolution dans le temps (aspects saisonniers, tendances de moyen à long terme). Cependant, ce genre de surveillance présente l'inconvénient d'offrir une faible intégration temporelle (échantillons très ponctuels dans le temps et dans l'espace), et de rendre plus difficilement compte d'épisodes accidentels ou discontinus de pollution, d'effets temporaires liés à des situations hydrologiques très transitoires, par exemple à la rythmicité journalière ou saisonnière de rejets ponctuels (rejets de STation d'ÉPuration des eaux usées -STEP-, de conserveries et autres industries agro-alimentaires, épisodes hydrologiques comme pics de crue ou étiages très sévères modifiant de façon importante la propagation des pollutions vers les cours d'eau, les lois de dilution, etc...).
- Afin de rendre compte de façon plus sûre et plus intégrée de la qualité des milieux aquatiques, la DCE a prévu de suivre aussi certains compartiments biologiques-clés aux caractéristiques bio-indicatrices reconnues et bien représentés sur le plan local (suivi bien adapté aux conditions biogéographiques de l'endroit); l'idée sous-jacente étant de vérifier que, dans un contexte de variabilité permanente des conditions naturelles et de leur incidence sur la qualité des eaux, les milieux aquatiques assurent correctement leur fonction de milieu d'accueil et permettent aux organismes qui les fréquentent de boucler normalement leur cycle de vie (notion de Bon État Écologique). En intégrant ainsi des maillons hydrobiologiques dans l'évaluation d'état, la qualité des eaux et des milieux aquatiques n'est plus seulement considérée par rapport à la satisfaction d'usages anthropiques nécessitant une qualité donnée de la ressource (exemples : qualité d'eaux brutes pour la potabilisation, qualité des eaux pour la baignade, etc...), mais par la vérification qu'elles restent avant tout satisfaisantes pour permettre aux peuplements et assemblages naturels autochtones qui les fréquentent de boucler normalement leur cycle de vie.

Il est important de rappeler que chaque maillon biologique est doté d'une sensibilité plus particulière à certaines caractéristiques du milieu. Par exemple, même si les messages que porte chaque maillon-clé ne sont pas exclusifs, les maillons biologiques animaux (macroinvertébrés benthiques, poissons) vont présenter une sensibilité plus particulière à des altérations provoquant une modification physique du milieu ou des substrats.

Pour leur part, les diatomées benthiques sont un maillon intéressant pour révéler les atteintes à la qualité de l'eau, et répondent de manière sensible et fiable à l'enrichissement trophique des milieux sous l'influence de nutriments apportés par les activités anthropiques (rejets de STEP, effet des pollutions diffuses agricoles etc...).

De même, en fonction des caractéristiques biologiques des organismes qui les composent, chaque maillon biologique présente un temps d'intégration caractéristique qui conditionne la durée sur laquelle il est capable de diagnostiquer la qualité du milieu et d'en rendre compte de façon utile au gestionnaire.

Pour mémoire, les durées indicatives d'intégration temporelle de certains maillons-clés largement utilisés sont les suivants :

- diatomées benthiques des cours d'eau : de 2 à 3 mois,
- macrophytes aquatiques : de 3 à 6 mois, avec une possibilité d'influence pluriannuelle suite à des événements hydrologiques exceptionnels,
- invertébrés : de l'ordre de l'année, avec une possibilité d'influence pluriannuelle laissant des traces sur les espèces au plus long cycle de vie,
- poissons : intégration sur quelques années.

Ces spécificités attachées à chaque maillon ont conduit la DCE à préconiser la surveillance de plusieurs maillons-clés pour un type de masse d'eau donné (par exemple les cours d'eau), qui permet d'obtenir une vision mieux assise et plus intégrée de leur état écologique en tirant parti des spécificités de chaque maillon pour rendre compte de la qualité du milieu aquatique à différents niveaux caractéristiques de l'édifice trophique. Naturellement, cette façon de faire présente aussi un inconvénient en retour. En effet, dans un contexte biogéographique particulier, il faut au préalable avoir capitalisé assez de connaissance taxonomique et écologique sur chaque maillon-clé jugé pertinent dans le contexte local, afin de pouvoir ensuite adapter ou développer de novo une nouvelle méthode biocénotique pour chacun d'entre eux.

Une dernière nouveauté conceptuelle servant de base à l'application de la DCE, qui présente aussi un gros intérêt a priori dans le contexte de la Nouvelle-Calédonie et de ses ensembles naturels très contrastés, est que l'évaluation de l'État Écologique et du degré d'altération anthropique doit se faire en mesurant l'écart par rapport à la situation de référence adéquate. La mise en œuvre de cette pratique implique d'avoir pu repérer au préalable le zonage géographique recouvrant des conditions naturelles homogènes afin d'y repérer le bon niveau de référence pour la zone.

Plusieurs pratiques sont envisageables pour parvenir à une évaluation judicieuse de l'État Écologique se référant à un « niveau de référence adéquat ». Il est envisageable par exemple de s'appuyer sur les conditions naturelles abiotiques (notion d'HER), ou sur une typologie des assemblages naturels caractéristiques (on parle dans ce cas de biotypologie), ou sur une amplitude de variation naturelle d'un outil indiciel utilisé sur la zone d'application etc...

Un aspect important de l'application de ce concept est que le zonage retenu permette d'une part d'appliquer le « bon » niveau de référence pour la zone, mais aussi d'appréhender, de façon conforme à la trame naturelle et aux forçages abiotiques qui s'y exercent, la variation de note indicielle occasionnée par des influences naturelles. L'identification et la mesure d'effets réels de l'altération anthropique sur la zone considérée en seront ainsi facilitées. L'État Écologique sera considéré d'autant plus mauvais que les valeurs des paramètres biologiques s'éloignent de la situation de référence, qui correspond à des milieux non ou très peu perturbés.

Comme précité en introduction, la DCE ne s'applique pas en Nouvelle-Calédonie mais les stratégies locales des codes de l'environnement provinciaux s'en inspirent.

La mise en application des directives calédonniennes en matière de protection de la ressource en eau peut justifier chaque fois que nécessaire la mise en place de nouvelles méthodes hydrobiologiques permettant à terme une surveillance plus adéquate des milieux naturels considérés dans le contexte biogéographique spécifique de la Nouvelle-Calédonie (aspect de pertinence du maillon vis-à-vis de l'évaluation d'état écologique, plus-value de l'information produite par rapport à l'existant, etc...).

Le présent programme de Recherche-Développement, qui s'inscrit dans ce cadre, vise à la mise au point d'un nouvel indice biologique, l'IDNC (Indice Diatomique de Nouvelle-Calédonie), qui permette l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau à partir du compartiment des diatomées benthiques.

I.2 Contexte local de la Nouvelle-Calédonie

I.2.1 Situation géographique et administrative

La Nouvelle Calédonie est le territoire d'outre-mer le plus éloigné de la Métropole. Située à une distance de près de 17 000 km dans l'Océan Pacifique, il fait partie de l'archipel de la Mélanésie. Situé à 1 500 km à l'est de l'Australie et à 2 000 km au nord de la Nouvelle-Zélande, l'archipel couvre une surface émergée de 18 575,5 km² (plus de 2 fois la Corse) (Figure 1).



Figure 1 : Carte de situation générale de l'archipel de Nouvelle-Calédonie.
(source : www.monde-diplomatique.fr)

Le chef-lieu Nouméa, situé au Sud-Sud-Ouest de la Grande Terre, compte près de 100 000 habitants au dernier recensement de 2014. L'essentiel de la population de l'archipel, ainsi qu'une partie importante de l'activité économique de l'île, est concentrée dans la partie Sud de la côte Ouest du territoire. Ainsi, l'agglomération du Grand Nouméa (avec les communes voisines de Païta, Dumbea et Mont Dore), totalisait à cette date 179 509 habitants, soit les deux tiers des 268 767 personnes peuplant l'archipel (« ISEE - Recensement » 2017).

L'organisation territoriale de la Nouvelle-Calédonie, mise en place en 1989 et confirmée par le statut de 1999, repose sur un mode d'organisation fédéral appuyé sur la représentation de trois provinces (Figure 2).



Figure 2 : Carte des provinces de Nouvelle-Calédonie.

(source ; www.gouv.nc)

- La **Province Nord** (Chef-Lieu : Koné) : Composée de 16,5 communes (la commune de Poya se situant à cheval sur la Province Nord et la Province Sud), c'est la province la plus importante en surface (9 582,6 km²), Au dernier recensement (2014), elle regroupait 50 487 habitants. C'est la province la moins densément peuplée, hébergeant une densité de population de 5,27 habitants / km².

- La **Province des Iles Loyauté** (Chef-Lieu : Wé, Lifou) : Composée de 4 îles principales disposées à l'Est de la Grande Terre selon un axe Sud-Est - Nord-Ouest (Maré, Tiga, Lifou et Ouvéa) et de 3 communes (Tadine, Wé et Fayaoué), elle présente une surface terrestre cumulée de 1 980,9 km². En 2014, elle regroupait 18 297 habitants, la densité de population s'établissant à 9,24 habitants / km².
- La **Province Sud** (Chef-Lieu : Nouméa) : Composée de 13,5 communes et incluant l'île des Pins, elle représente une surface terrestre cumulée de 7 303 km². Sous l'influence des plus grosses agglomérations, sa population cumulée de 199 983 habitants en 2014 en fait la province la plus densément peuplée avec 27,38 habitants / km².

Ces provinces disposent de champs de compétences très étendus et, encore à ce jour, possèdent chacune individuellement le statut de Collectivité Territoriale de la République Française.

Suite à l'accord de Nouméa du 20 mai 1998, la NC a acquis un statut politique de collectivité *sui generis* défini par la loi organique du 19 mars 1999. Un des principes de l'accord est la reconnaissance par la France d'une citoyenneté de la Nouvelle-Calédonie et le transfert progressif des compétences détenues par l'État jusqu'à l'organisation, entre 2014 et 2018, d'une consultation électorale « sur le transfert à la Nouvelle-Calédonie des compétences régaliennes, l'accès à un statut international de pleine responsabilité et l'organisation de la citoyenneté en nationalité. L'approbation de la consultation électorale équivaldrait à la pleine souveraineté de la Nouvelle-Calédonie ». De par son statut actuel et peut-être encore de façon plus limitée dans l'avenir, en fonction de l'évolution du cadre administratif et de la souveraineté locale, le territoire ne fait pas partie intégrante de l'Europe et n'est pas soumis à ses réglementations.

1.2.2 Géographie physique, relief et paysage

L'île principale, la Grande Terre, s'étend sur environ 400 km de long et sur 40 à 50 km de large. Elle est donc représentée comme une île allongée de 16 346 km² dont l'axe est orienté du Sud-Est au Nord-Ouest.

La topographie de la Grande Terre (Figure 3 en page suivante) est caractérisée par un fort contraste entre l'Est et l'Ouest. Sur pratiquement toute sa longueur, un axe montagneux avec des sommets dépassant l'altitude de 1 000 m s'étend du Nord-Est au Sud-Ouest et relie ses deux plus grands massifs que sont le Mont Panié (1 629 m) au Nord et le Mont Humboldt (1 618 m) au Sud. Cette chaîne de montagne, bien que déportée sur la côte Est, est appelée « **Chaîne Centrale** ».

Les versants Est de la Chaîne Centrale, assez abrupts, forgent la physionomie caractéristique du **littoral Est de l'île**. La Chaîne Centrale plonge assez directement vers la mer et ne laisse par endroit qu'une étroite bande littorale. Cette configuration ne facilite, ni une large colonisation par l'homme, ni l'implantation de voies de circulation, et il n'y a pas d'implantation continue de route littorale au Sud-Est de l'île (d'où l'évocation de « Côte Oubliée » pour ce secteur d'accès difficile). Quelques larges vallées creusées par les cours d'eau incisent ce versant de l'île et remontent assez loin dans les terres. Cette Côte Est, exposée aux alizés et aux fortes précipitations qu'ils amènent, présente une végétation tropicale luxuriante et dense.



Figure 3 : Carte de géographie physique de Nouvelle-Calédonie. (adaptée d'après www.cartograf.fr)

Vers le Nord et vers l'Ouest, la Chaîne Centrale est bordée par un ensemble de collines, de petits plateaux et de plaines basses protégés des vents dominants et nettement moins arrosées que le versant Est. Dans ces situations et hors zones cultivées, les formations végétales typiques que l'on trouve donnent un paysage caractéristique de savanes à niaouli et de forêts sèches tropicales.

La côte ouest est aussi ponctuée de quelques massifs montagneux isolés tels que Kopeto (1134 m), Koniambo (930 m) et Tiébaghi (590 m).

La région méridionale de la Grande Terre est formée par un plateau de péridotites relativement élevé (~300 m d'altitude), zone d'affleurement de formations ultramafiques riches en fer oxydé (d'où leur nom de « terres rouges ») et en autres éléments métalliques, dont le nickel qui fait l'objet d'une exploitation économique. Ces milieux ultraoligotrophes et arrosés génèrent des paysages de maquis minier à végétation plutôt arbustive et xérophytique.

Au Sud, le territoire est prolongé par l'île des Pins et au Nord, par l'archipel des Belep, qui s'apparentent par leur relief et leur structure à l'île principale.

A l'Est, les îles des Loyauté, formations récifales carbonatées comptant pour environ 10 % du territoire calédonien, contrastent par leur relief plat et relativement bas. Ces îles, qui ne possèdent pas de réseau superficiel de cours d'eau pérennes, ne seront pas traitées dans cette étude.

Au bilan, bien que les trois quarts de la Grande Terre ne dépassent pas 500 m d'altitude, la Nouvelle-Calédonie possède pourtant un relief montagneux sur plus de 80 % de sa superficie.

I.2.3 Climat

I.2.3.1 Saisonnalité

La Nouvelle-Calédonie, située en région subtropicale, est à la fois sous influence tropicale et tempérée.

Au cours de l'année, il existe ainsi deux saisons contrastées, une saison chaude et pluvieuse de Novembre à Mai et une saison fraîche et sèche de Mai à Octobre. Les transitions entre ces saisons sont peu marquées et les variabilités interannuelles importantes rendent les limites saisonnières fluctuantes.

Pour autant, le cœur des saisons est assez marqué, avec un pic de précipitations durant les mois de Janvier et Février et une sécheresse importante d'Août à Octobre.

Le phénomène ENSO (El Niño Southern Oscillation) participe à la variabilité interannuelle, les phases El Niño et La Niña intensifiant les épisodes saisonniers les plus marqués. Ces 2 régimes d'influences sur le climat des zones circum-équatoriales du Pacifique conduisent respectivement à un été plus sec lorsque s'exerce l'influence d'El Niño et à un hiver plus humide sous l'influence de La Niña. En dehors de ce phénomène, les phases dites "neutres" dominent et se rapprochent ainsi des normales saisonnières.

I.2.3.2 Pluviométrie

A l'occasion d'une étude réalisée par Asconit Consultants et Biotop entre 2010 et 2011 pour la définition des Hydro-Eco-Régions de Nouvelle-Calédonie, dans le cadre des Conseils de l'Eau, le régime des précipitations annuelles, entre autres paramètres contribuant à la structuration des régions naturelles, a fait l'objet d'une analyse détaillée dans le rapport d'avancement, Phases 1 et 2. (Biotop et Asconit 2011). La carte de répartition des pluviométries annuelles est présentée en Figure 4.

Comme dans d'autres territoires insulaires tropicaux situés sous régimes d'alizés en contexte assez comparable (par exemple la Réunion), cette carte de répartition montre l'existence d'une opposition zone au vent / zone sous le vent avec une côte Est au vent, interceptant les alizés chargés d'humidité (pluviométrie $>1\ 700$ mm/an) et une côte Ouest sous le vent, plus sèche ($<1\ 700$ mm/an).

Ce découpage est par ailleurs légèrement désaxé sur une composante « Nord/Est » / « Sud/Ouest » du fait de l'angle d'interception des alizés. Ceci a pour conséquence un régime de précipitation plus soutenu sur l'extrême Sud de la Grande Terre, contrairement à l'extrême Nord, moins arrosé.

Les îles Loyauté, l'île des Pins et l'archipel des Belep sont plus faiblement arrosées sur l'année, en raison de l'absence de relief.

De manière générale, l'analyse de la répartition pluviométrique permet de constater que les isohyètes (lignes d'égales quantités de précipitations) ne sont pas délimitées par les lignes de crêtes mais sont étroitement corrélées aux courbes de niveau au sein d'un même massif. Le contraste Est/Ouest reste l'aspect le plus structurant pour ce facteur. En s'intéressant plus spécifiquement à la côte au vent, nous pouvons mettre en évidence trois ensembles nettement plus arrosés ($>2\ 500$ mm/an). Il s'agit de massifs plus élevés et directement en « contact » avec l'océan, qui interceptent directement les masses nuageuses chargées en humidité. Ces ensembles sont le massif ultramafique du sud, le Mont Panié et la zone située entre Touho et Ponérihouen.

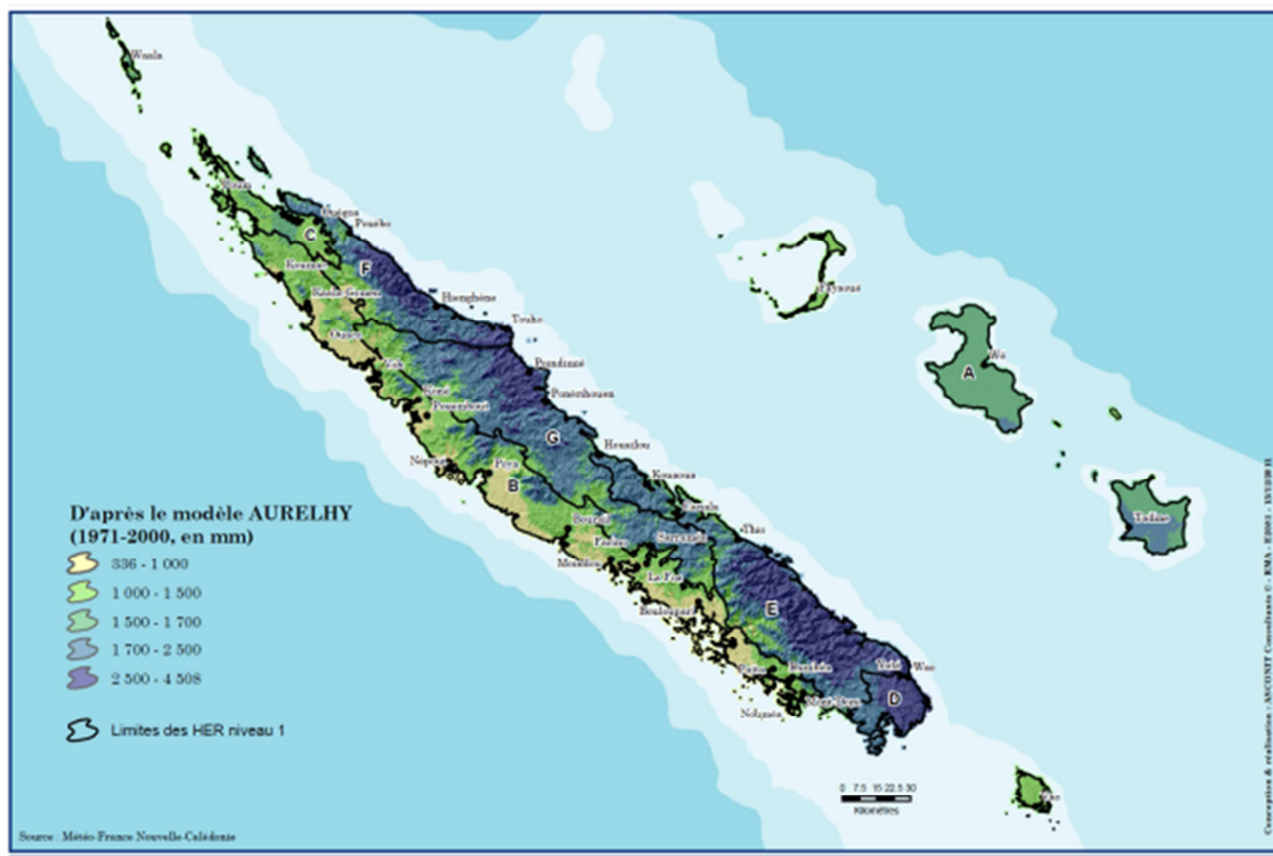


Figure 4 : Carte de répartition pluviométrique régionalisée à l'aide du modèle AURELHY (Biotop et Asconit 2011)

L'analyse saisonnière montre une cohérence d'ensemble avec l'analyse annuelle et n'induit pas de disparité marquante. La délimitation au vent / sous le vent se vérifie sur les différentes saisons, même si à certains moments, elle mériterait d'être plus proche de la côte Est. La grande saison des pluies l'influence beaucoup.

Les saisons ont pu être qualifiées et décrites de la façon suivante :

- **gsp** : grande saison pluvieuse (décembre à mars)
- **ps** : petite saison sèche (avril à mai)
- **psp** : petite saison pluvieuse (juin à août)
- **gss** : grande saison sèche (septembre à novembre)

Les seules limites pluviométriques qui justifieraient une modulation saisonnière par rapport à la carte annuelle sont celles des trois principaux massifs. Quelques particularités locales par massif ont pu être repérées en dehors de la grande saison des pluies. Cependant, ces modifications locales sont d'intérêt marginal par rapport au régime hydrologique par cours d'eau et à ses influences sur le maillon diatomique.

La mobilisation de l'information pluviométrique sur une base annuelle est donc suffisante vis-à-vis des objectifs de notre programme.

I.2.4 Réseau hydrographique, aspects hydrologiques

Le contexte général de la Grande Terre impose au réseau hydrographique une orientation principalement perpendiculaire à l'axe longitudinal du territoire (voir représentation des cours d'eau sur la Figure 3). La principale exception à cette disposition-type est la vallée du Diahot, entamant le nord de la chaîne centrale de façon longitudinale et abritant la plus longue rivière, le Diahot (55 km).

Les bassins versants, escarpés à l'amont, connaissent un régime torrentiel avec une succession de radiers et de cascades. La taille réduite des bassins impose des temps de transfert courts entre l'amont et l'embouchure. La conséquence d'une telle typologie des bassins versants est la soudaineté des crues, lors desquelles des processus intenses d'érosion et de charriage façonnent fortement le lit du cours d'eau.

Sur la côte ouest, suffisamment large et éloignée des fortes pentes, les vallées encaissées peuvent laisser place à des secteurs d'écoulement plus calme, à un début de méandrisation et à des deltas souvent bordés de mangrove.

La région du plateau karstique des plaines du sud possède un système hydrique particulier avec une zone marécageuse d'eau douce, parsemé de dolines et un écoulement subsuperficiel. C'est dans cette région qu'est implanté le seul lac artificiel de Nouvelle-Calédonie, le réservoir de Yaté. Sa construction a eu pour but principal de pourvoir l'industrie minière en hydroélectricité. Avec ses 4 000 ha, c'est le plus grand plan d'eau de Nouvelle-Calédonie.

Les régimes hydrologiques, directement influencés par la pluviosité, sont fortement contrastés selon la saison. Les contrastes entre débits de crue et d'étiage, très conséquents, sont assez homogènes le long des deux côtes au niveau des pieds de massif. Le contraste saisonnier est atténué sur la région de la Plaine des Lacs, où la capacité de charge et de décharge due au sol karstique tamponne ces variations.

La côte Ouest, sous le vent, connaît les étiages les plus sévères, cette tendance étant encore plus marquée sur la région Nord-Ouest qui connaît les étés les plus secs. La présence de massifs ultramafiques tamponne les effets de la sécheresse par leur propriété aquifère permettant un relargage d'eau, soutenant ainsi les débits d'étiage.

I.2.5 Géologie

La NC est un territoire riche en ressources minières. En l'occurrence, de l'or a été découvert dans la région du Diahot, mais moins de 300 kilos ont été exploités depuis les années 1860 (Brou 1980). La même région abrite des ressources en cuivre (Cu), en plomb (Pb) et en argent (Ag). De la chromite, dont les gisements sont liés à la nappe des péridotites et qui entre dans la composition de l'acier inoxydable, a aussi été exploitée dans le massif du Sud et au Nord, sur le massif de Tiébaghi (Cluzel et al. 2012). Néanmoins, la principale ressource minière de la Nouvelle-Calédonie est le nickel et dans une moindre mesure, les métaux associés tels que le fer et le cobalt.

La NC est aujourd'hui le 6^e producteur mondial de nickel avec environ 10 % des réserves de nickel (part exploitable des gisements d'intérêt) recensées par l'USGS (United States Geological Survey), derrière l'Australie et le Brésil, avec respectivement environ 24 % et 12,5 % des réserves mondiales (Geological Survey 2016).

Le nickel entre principalement dans la production d'aciers et autres alliages non-ferreux (Robineau et al., 2011), c'est le métal de l'industrialisation (Habault 2015).

L'histoire géologique de la NC est complexe (Figure 5). Sous l'influence de séquences d'ouvertures et de fermetures successives de bassins océaniques, en liaison avec la tectonique des plaques, elle a mis en contact étroit des unités géologiques issues de phénomènes indépendants et présente ainsi une mosaïque variée d'unités continentales et ophiolitiques d'âges très différents (Picard 1999).

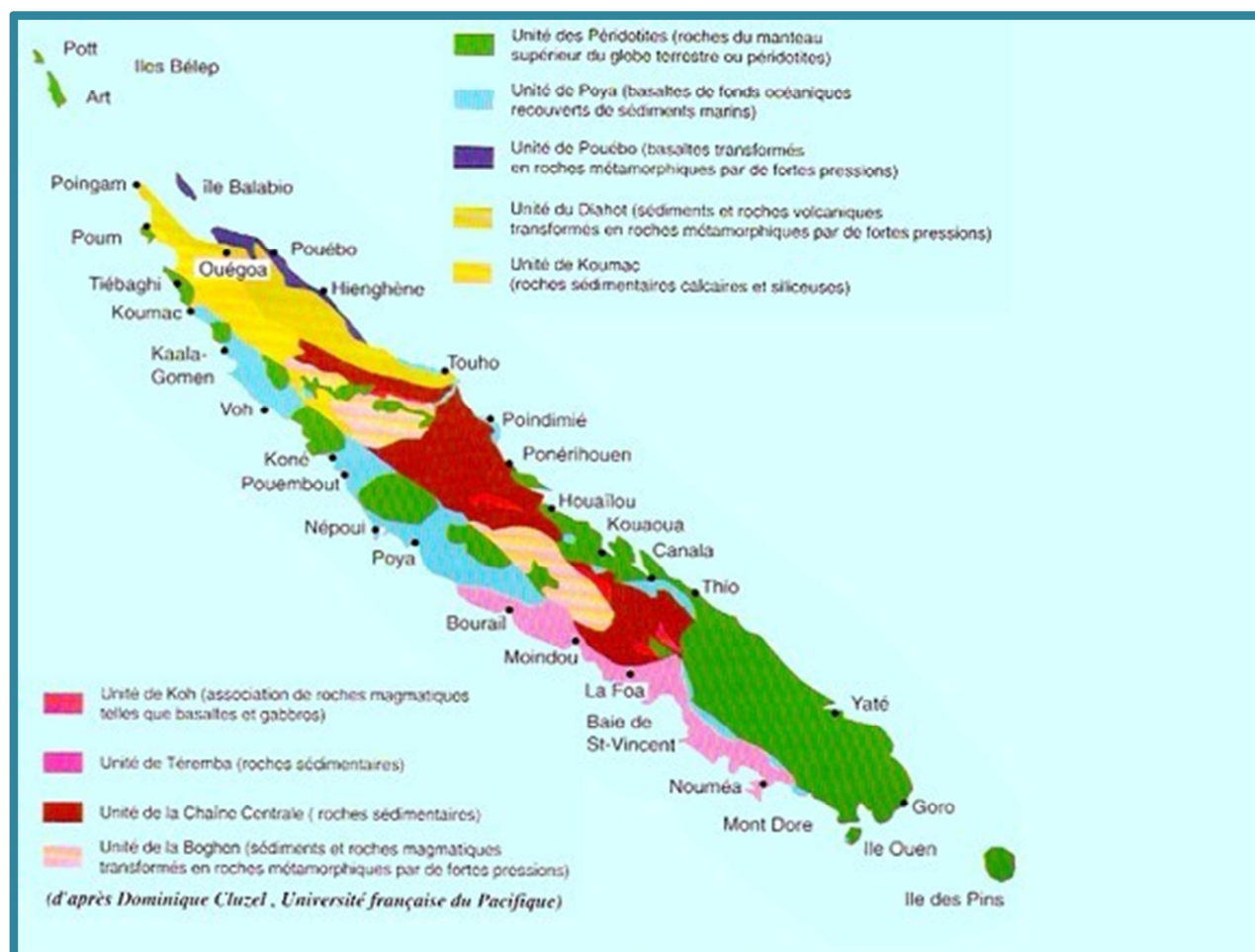


Figure 5 : Carte géologique simplifiée de la Nouvelle-Calédonie.

(Source : Université de Nouvelle-Calédonie, http://svt.ac-noumea.nc/doc/attente_prof_geol/images_forme/carte_generale.jpg)

Les unités ophiolitiques sont un ensemble de roches magmatiques ultrabasiques (péridotites) et basiques (gabbros, basaltes). Elles sont originaires de la croûte océanique qui, lors d'un épisode géologique de subduction, a été charriée par-dessus la croûte continentale. La mise en place de ces structures s'est organisée selon 3 grandes phases géologiques (Cluzel et al. 2012) :

- **La phase Gondwanienne** : du Permien au Crétacé supérieur (~300 Ma à ~85 Ma). Une marge active (zone de collision entre deux plaques tectoniques), au Sud-Est de la côte du Gondwana (aujourd'hui représentée par le continent australien) entraîne l'accrétion de roches volcano-sédimentaires et ophiolitiques. Elles forment aujourd'hui le soubassement de la NC et affleurent principalement au cœur de la Chaîne Centrale.

- **La phase de rupture marginale** : du Crétacé inférieur à l'Eocène (~145 Ma à ~34 Ma). La NC s'est désolidarisée du bloc gondwanien avec l'ouverture de la mer de Tasman, séparant alors la NC et l'Australie. A l'Eocène (~56 Ma), une obduction, le chevauchement de la croûte continentale par de la croûte océanique, de sens Est-Ouest, a recouvert la Grande Terre et ses prolongements, Belep et l'île des Pins, d'un feuillet de roches ultramafiques. Ce phénomène a été précédé par un épisode de subduction, le chevauchement de la croûte océanique par de la croûte continentale touchant le Nord de l'île. Les témoins de cet épisode sont les affleurements de roches d'origines volcano-sédimentaires et ophiolitiques métamorphisées (*i.e.* qui ont subi un phénomène de transformation sous l'effet conjoint de la température et de la pression) du Mont Panié à la pointe Nord.
- **La phase de formation du régolithe**: de l'Oligocène (~34 Ma) à l'actuel (Sevin 2014). Il s'agit de l'évolution et de la transformation des roches en surface, dite évolution supergène. Les unités géologiques formées précédemment sont soumises à des processus d'altération géochimique, à de l'érosion, à de la solubilisation de certains éléments constitutifs, qui migrent vers des horizons plus profonds. L'affleurement de la nappe ophiolitique altérée, appelée la Nappe des Péridotites, représente un tiers de la surface de la Grande Terre (Avias 1967). Ces terrains sont aussi appelés massifs miniers et constituent le terrain d'exploitation des mines de nickel, omniprésentes sur le territoire.

La genèse des gîtes nickélifères est donc le produit de l'altération des péridotites. Ces dernières sont des roches d'origine magmatique, dites ultramafiques d'après leur richesse en magnésium (ma-) et en fer (-fique) (>90 %). Elles sont très pauvres en silice (< à 45 %). Comme, en général, la richesse en silice exprime l'acidité d'une roche, cela conduit parfois à les appeler **roches ultrabasiques**. Pourtant, ce terme porte à confusion car il désigne les roches ignées pauvres en silice mais pas nécessairement riches en magnésium et en fer (telles que les carbonatites). Il est donc préférable de les appeler **roches ultramafiques**, vocable anglophone mais plus précis et qui correspond mieux à ce cas d'espèce dans la suite de cette étude.

Outre leur teneur réduite en silice, ces roches sont aussi déficitaires en aluminium, sodium et potassium, mais riches en magnésium, fer et manganèse (Trescases 1969). En NC, les péridotites recouvrent environ 2/3 du territoire calédonien et s'étendent du bord de mer à 1 618 m d'altitude, le Mont Humboldt. On peut distinguer une partie méridionale, le « Massif du Sud » et une partie représentée par des reliefs isolés (plus de 1 000 m d'altitude pour le Me Maoya), appelés « klippes », le long de la côte Ouest (Figure 5).

En contexte climatique tropical, sous l'influence combinée de fortes précipitations et de températures élevées, l'altération des péridotites par les eaux de pluie et des processus de lessivage différentiel conduit à l'individualisation de deux phases :

- une phase migratrice comprenant les ions en solution dans les eaux de ruissellement,
- une phase résiduelle qui concentre les métaux tels que nickel, manganèse, cobalt chrome et le fer, dans des fractures de dissolution.

Le processus de latéritisation aboutit à la formation en surface d'une cuirasse latéritique (aussi nommée ferricrète) composée principalement de fer (goethite et/ou hématite).

Sous la cuirasse, il peut exister communément plusieurs types de latérites, organisées verticalement de la façon suivante : les latérites rouges (en surface), riches en fer, les latérites jaunes (ou la limonite) puis un peu plus profond, les saprolites grossières. Avec le temps, le nickel migre modérément en profondeur et s'associe à la formation des saprolites, juste au-dessus de la roche-mère non ou peu altérée (la péridotite) (Figure 6). L'accumulation à la base du profil d'altération forme des silicates de nickel et de magnésium de couleur vert turquoise, appelés garniélite (Figure 7). Ce minerai peut contenir une concentration très élevée en nickel pouvant atteindre voire dépasser 20 %. Ces gisements ont été les premiers exploités et ont désormais disparu.

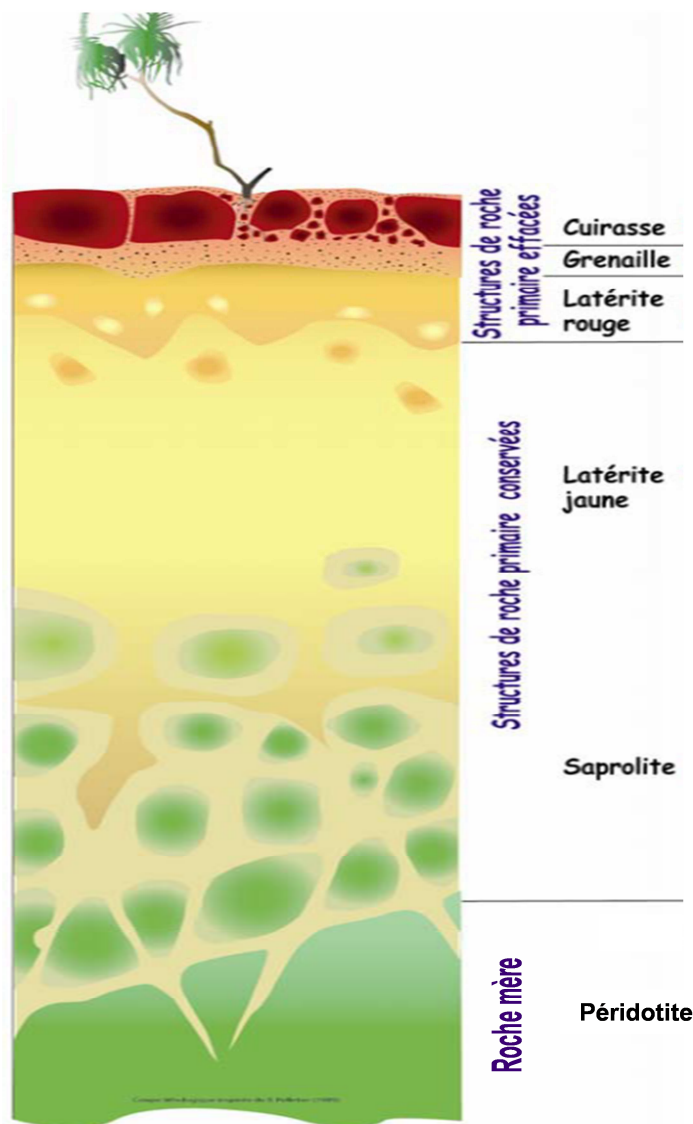


Figure 6 : Profil d'altération classique des péridotites en Nouvelle-Calédonie. (L'huillier et al. 2010).

Les caractéristiques physiques des massifs de péridotites en font des aquifères importants qui jouent un rôle de régulateur des débits des cours d'eau (Jeanpert 2010). De plus, les processus de latéritisation confèrent aux eaux continentales s'écoulant sur massifs miniers, une chimie tout à fait singulière, avec de faibles teneurs en potassium et phosphore et un ratio calcium/magnésium très faible (Mary 1999) (Weninger 1968).



Figure 7 : Bloc de saprolite avec brèche de garniérite. (Photo L. Alizert).

I.2.6 Pressions anthropiques et altération des milieux aquatiques

La ressource en eau est soumise à deux grandes catégories de menaces : une abstraction excessive (aspects quantitatifs) et son altération par des pollutions (aspects qualitatifs). Une abstraction trop importante de volume entraîne aussi des conséquences sur sa qualité, dans la mesure où la diminution du débit, d'une part, concentre les éléments tels que les polluants, les MES et la matière organique et d'autre part, augmente le caractère lentique des milieux aquatiques. Le ralentissement de la vitesse du courant agit à au moins 2 niveaux : une diminution des remous et de la turbulence des écoulements d'une part, et une augmentation du réchauffement de la colonne d'eau d'autre part ; ces 2 raisons contribuant à la diminution des teneurs en oxygène dissous des milieux concernés par de forts prélèvements, en particulier lors des épisodes d'étiage prononcé.

L'origine des perturbations en liaison avec les activités humaines est fortement dépendante de l'occupation du sol qui, en Nouvelle-Calédonie, est très contrastée en termes d'activité et de démographie selon la zone considérée.

Les pollutions affectant les cours d'eau peuvent être classifiées dans 3 catégories principales :

- la **pollution domestique**, liée aux grosses agglomérations mais aussi à l'implantation des tribus et à l'habitat disséminé,
- la **pollution agricole** liée aux cultures et à l'élevage,
- la **pollution d'origine minière** (il n'existe pas d'industrie lourde en Nouvelle-Calédonie en dehors des activités industrielles liées à la mine).

Au niveau du territoire, un risque plus diffus d'altération de la ressource existe, en liaison avec la pratique des feux d'une part, et la présence d'animaux invasifs d'autre part. Outre la pratique de l'écobuage, qui entraîne une diffusion d'hydrocarbures pyrolytiques vers les eaux et les sédiments, les pressions pré-évoquées favorisent la déforestation. Dans le contexte de la Grande Terre, les reliefs souvent marqués, en conjonction avec le climat local qui connaît régulièrement des épisodes de pluies tropicales d'intensité forte, entraînent un risque accru d'érosion de particules de sols vers les hydrosystèmes et, plus à l'aval, vers les lagons.

1.2.6.1 Pollution et effluents domestiques

Le mode de vie citadin, à forte densité et à niveau de vie élevé, en particulier à proximité du littoral Sud-Ouest de l'île (secteur du Grand Nouméa, peuplé de plus de 180 000 habitants et représentant plus des 2/3 des habitants de l'archipel), exerce des pressions élevées sur la ressource en eau en ce qui concerne sa consommation quantitative et les effluents produits.

L'emplacement de Nouméa sur une péninsule a rapidement posé le problème de son alimentation en eau, qui a été acheminée grâce à des captages sur les rivières Yahoué puis Dumbéa. Cette dernière a ensuite été pourvue d'un barrage, qu'il est devenu nécessaire de rehausser 10 ans après sa construction. Au début des années 2000, il a fallu compléter ce dispositif devenant insuffisant par le pompage et l'acheminement des eaux souterraines de la rivière Tontouta (aqueduc de 46 km de long dénommé localement le « Grand Tuyau »).

Les autres communes sont alimentées en eau potable par des stations de captage sur leurs réseaux hydrographiques de proximité et/ou par pompage dans les nappes phréatiques. A noter, les besoins croissants en eau potable de la zone VKP (zone de Voh-Koné-Pouembout, zone de développement économique basé sur l'implantation d'un complexe métallurgique et de sous-traitance, dans un objectif de ré-équilibre économique de la Province Nord par rapport à la province Sud). Dans cette zone, la population en fort accroissement ces dernières années dépasse actuellement 12 000 habitants, et une projection qui s'établit à environ 25 000 habitants au terme de 2025 rend nécessaire une augmentation rapide de la capacité des réseaux actuels d'adduction d'eau potable et d'assainissement.

Le mode de vie dans les plus petites agglomérations de la Grande Terre, en zone agricole ou en tribus, sont encore assez peu contraignants pour les aspects quantitatifs de consommation d'eau en raison de la faible densité de population par rapport aux ressources disponibles. Il en est de même pour les bases vie permettant aux salariés des mines de résider, le plus souvent de manière ponctuelle, à proximité de leur lieu de travail.

Les effluents domestiques sont classiquement caractérisés par la présence de coliformes fécaux et de fortes teneurs en azote, en phosphore et en matières organiques. Il s'y ajoute diverses substances chimiques acides ou basiques liées aux usages ménagers (produits de nettoyage ménager pour les sols, les fours, produits déboucheurs...), et une longue liste de micropolluants divers et variés (pesticides, produits pharmaceutiques et de santé, produits cosmétiques etc...) dont il est difficile de dresser une analyse fidèle et exhaustive en raison de la variabilité temporelle des usages et rejets.

Ces effluents sont traités en STEP situées généralement en zone urbaine, proches de la côte, et leurs rejets se font essentiellement en zone saumâtre. Il faut avoir conscience qu'en conditions d'exploitation « normales », les traitements épuratoires appliqués permettent essentiellement d'abattre les nutriments et d'auto-épurer une partie de la pollution organique, mais qu'ils ne permettent qu'une atténuation très limitée des polluants toxiques présents dans les eaux usées. De plus, ces STEP sont parfois sous-calibrées en raison de la démographie croissante, sans même aborder le cas des épisodes pluvieux extrêmes où leurs capacités de traitement sont forcément dépassées.

Enfin, tous les effluents ne sont pas traités. Les rejets dus aux « squats » de Nouméa et du Grand Nouméa échappent à l'assainissement des rejets et vont directement polluer les eaux environnantes, le plus souvent des zones de mangrove.

Les rejets domestiques des zones agricoles, des tribus et des bases vie des mines (ces dernières peuvent compter plusieurs milliers de lits), bien que moins intenses, peuvent tout de même altérer la qualité de l'eau de façon assez marquée, d'autant plus que la tendance naturelle des cours d'eau locaux est à l'oligotrophie. Dans ces eaux, l'apport même minime de phosphates issus des eaux de lessives ou de vaisselles entraîne des proliférations d'algues et un « verdissement » perceptible du fond des rivières concernées (prolifération de colonies d'algues vertes et autres organismes phototrophes).

Le maillon diatomique sur lequel porte ce programme devrait se révéler d'une sensibilité intéressante sur ces pollutions d'origine domestique, qui conduisent à un enrichissement trophique et organique des cours d'eau concernés. En effet, il a fait largement la preuve en de nombreux autres contextes, tant au niveau du territoire Européen qu'au niveau des DOM Français et au niveau mondial, de sa sensibilité globale à l'enrichissement en nutriments des milieux aquatiques, et en particulier à l'eutrophisation due à l'augmentation des rejets d'orthophosphates.

1.2.6.2 Pollution et effluents agricoles

La surface agricole est relativement faible (environ 13 % de la superficie de la Nouvelle-Calédonie). Deux grands types d'agriculture coexistent, une agriculture vivrière, pratiquée par les kanak, et une agriculture marchande extensive, limitée par un marché intérieur circonscrit aux habitants des espaces urbains. Les plus grandes surfaces agricoles se situent sur la côte Ouest, dans les zones alluvionnaires.

L'accès à l'eau est parfois limité par des épisodes de sécheresse, en particulier dans la région de Koumac au Nord-Ouest. Le développement industriel et urbain de la zone VKP, où l'activité agricole est développée, entraîne également des conflits d'usage. Des ouvrages tels que des barrages anti-sel, limitant les entrées halines dans les rivières, sont construits afin de sécuriser l'activité agricole dans les zones de faible altitude proches du littoral (exemples de La Foa et Pouembout).

Les intrants et effluents liés aux activités agricoles et d'élevage sont associés à de fortes concentrations d'éléments nutritifs (nitrates, phosphates, potassium) provenant des engrais et des rejets animaux. Ils sont aussi à l'origine de contaminations potentielles ou avérées liées à l'usage de pesticides dans les cultures et d'antiparasitaires (par exemple, acaricides pour la lutte contre les tiques) dans les élevages. Ces derniers concernent majoritairement les bovins et sont essentiellement concentrés sur la côte Ouest, avec une densité de bêtes relativement faible. Les productions vivrières traditionnelles de la Chaine et sur la côte Est peuvent aussi utiliser des engrais et des pesticides, mais les surfaces sont plus restreintes. Les intrants dépendent alors du type de cultures ou d'élevages et de facteurs saisonniers liés aux périodes d'usage.

1.2.6.3 Activité minière et risques attachés

L'équilibre économique de la société calédonienne est étroitement lié à l'exploitation de ses gisements de nickel. La NC est le 6^{ème} pays producteur de nickel et possède un quart des ressources mondiales. Le secteur minier emploie directement plus de 8 000 personnes et participe à 22 % du PIB.

Le nickel est le métal de l'industrialisation, il est en particulier utilisé dans la production d'aciers inoxydables ainsi que d'alliages non ferreux de la vie quotidienne tels que les pièces de monnaie, les outils, les ustensiles de cuisine. En industrie, il intervient comme catalyseurs de réaction chimique, dans certaines batteries de voiture, dans la formation de pigments, en électronique... C'est un métal recyclable à 100 %.

Les gisements de nickel calédonien sont de type oxydé (par opposition au type sulfuré). Ces gisements de surface impliquent une exploitation minière à ciel ouvert.

Trois usines d'exploitation du minerai de nickel sont implantées sur le sol calédonien :

- l'usine de Doniambo, à Nouméa, appartenant à la Société Le Nickel (SLN), d'implantation ancienne (ouverte depuis 1909),
- le site de Goro, dans le Grand Sud, appartenant à Vale-NC, dont la construction a débuté en 2002,
- l'usine de Koniambo, appartenant à Koniambo Nickel Society (KNS), dans la zone VKP, ouverte en 2013.

Les usines de Doniambo et de Koniambo utilisent le principe de la pyrométallurgie, qui consiste à porter le minerai en fusion afin de recueillir le nickel.

L'usine de Goro, pour sa part, utilise la technique d'hydrométallurgie pour l'extraction du nickel et du cobalt, afin d'adapter le procédé d'extraction à cette région de formations latéritiques immenses mais à basses teneurs. Ce procédé fait appel à une chimie complexe et utilise des acides concentrés en grande quantité. Cette méthode est moins énergivore, mais son application balbutiante est encore soumise à des aléas techniques pouvant conduire à des répercussions environnementales (fuites d'acide de 2009 et 2014).

L'alimentation électrique des sites miniers utilise principalement le charbon, ce qui place la Nouvelle Calédonie parmi les 20 premiers pays émetteurs de CO₂ *per capita*. Des énergies alternatives sont aussi utilisées, telles que l'éolien et l'hydroélectricité produite sur le barrage de Yaté.

De même qu'elle contribue à la structuration de la société économique locale, l'exploitation du nickel calédonien exerce une forte influence les paysages des zones d'exploitation. Elle comprend plusieurs étapes, dont chacune peut générer des risques environnementaux afférents :

- La prospection implique souvent l'ouverture de voies d'accès afin d'accéder aux zones d'intérêt. Alors, un carottage est effectué en plusieurs points afin d'estimer le faciès et les teneurs du sous-sol. Afin de minimiser l'impact de cette circulation, avec les saignées dans le paysage et les risques d'érosion qu'elle génère, l'usage de l'hélicoptère pour déposer les équipes est désormais privilégié, ainsi que la télédétection.
- La construction des voies d'accès : le relief montagneux et l'encombrement des engins imposent une organisation de la mine en gradins. Des ouvrages de gestion des eaux peuvent être mis en place, dont l'objectif principal est de retenir et de décanter les eaux de ruissellement chargées de latérite ou encore de contaminants tels que les hydrocarbures (stations essence ou de lavage des véhicules).

- Le décapage de la végétation et des horizons supérieurs du sol, qui vise à atteindre les couches d'intérêt pour l'exploitation minière. Les produits du décapage, trop pauvres en nickel pour faire l'objet d'une exploitation rentable, ont longtemps été repoussés dans les talwegs. Sous l'action de pluies tropicales intenses, ils sont susceptibles de dévaler la pente et d'engraver le fond des rivières, voire même des secteurs de lagons côtiers au voisinage de leur exutoire. Le transfert de solides dans les bassins versants altère leur dynamique en modifiant les flux hydriques et la qualité de l'eau. Depuis les années 1970-80, les produits de découverte sont conservés en versés à stériles. Ce sont des collines artificielles, parfois de plusieurs centaines de mètres, constituées de matériaux nickélifères à faibles concentrations (d'où le terme stérile) dont l'exploitation sera éventuellement ré-envisagée ultérieurement si elle peut devenir rentable (meilleures technologies d'extraction et/ou hausse du cours du nickel...). Mais les stériles posent un problème d'instabilité chimique car, issus de sols remaniés, leur phase minérale est alors modifiée et augmente le risque de dispersion des métaux tels que le chrome dans les eaux de ruissellement (Raous 2011).
- L'extraction des minerais, leur tri et leur préparation éventuelle. Il s'agit de mélanger le minerai à de l'eau et des additifs afin d'obtenir une pulpe de minerai qui est alors traitée dans une « laverie ». Cette opération augmente la durée du processus d'exploitation des gisements. L'eau est en partie récupérée en sortie de « laverie » et remontée par pompage vers les aires de stockage de minerai. Plus accessoirement, d'autres postes de consommation d'eau associée à la phase d'extraction du minerai concernent la recharge de camions-citernes qui répandent de l'eau sur les pistes d'exploitation. Cette pratique vise à limiter au maximum l'export de particules solides des pistes par le trafic de camions et réduit également le risque lié à la pollution atmosphérique, sachant que ces poussières contiennent notamment de l'amiante naturellement présente dans les matériaux géologiques. De l'eau est aussi consommée pour le nettoyage des engins de chantier, qui se charge ainsi en MES et en hydrocarbures.
- L'acheminement des produits vers les sites de chargement, à destination de complexes métallurgiques qui permettront l'extraction du nickel en tant que tel. Les principales usines étrangères se trouvent en Australie, au Japon, en Corée. Ces circulations et transports contribuent aussi à l'érosion et à des risques de dissémination de pollutions par les hydrocarbures. A noter que la NC possède désormais 3 complexes métallurgiques capables d'effectuer cette tâche, afin de valoriser le minerai à l'exportation.

La réhabilitation des sites exploités, effective depuis les années 1970-80, concerne l'enfouissement des déchets ou leur élévation en talus, puis la revégétalisation des zones défrichées dans le but de renaturer les sites et de limiter l'érosion.

Pour résumer les impacts environnementaux liés à l'activité minière :

La phase de **décapage** et d'**exploitation des minerais de nickel** provoque la perte des premiers horizons du sol et de ses capacités d'infiltration et de rétention des eaux de pluie en favorisant le ruissellement. Sur le plan physique, elle **pénalise la recharge hydrique** des nappes phréatiques, donc le remplissage d'aquifères intéressants par leurs capacités de relargage qui viennent tamponner le débit des creeks et le soutenir lors des épisodes d'étiage (saison sèche).

Les bassins versants concernés par ces décapages ont alors un régime beaucoup plus contrasté qui alterne entre épisodes d'inondations et de sécheresses.

Le sol mis à nu par l'exploitation devient plus vulnérable à l'effet des pluies tropicales, souvent intenses, et subit une **érosion accélérée**. Il en résulte des apports terrigènes aux cours d'eau qui, sous forme de fines latéritiques, augmentent fortement la charge solide lors des pluies et produisent le phénomène des « eaux rouges ». La latérite en suspension dans l'eau, de la rivière au lagon, réduit la pénétration lumineuse, augmente l'abrasion du biofilm, et son dépôt colmate les fonds.

Par ailleurs, les eaux de ruissellement charrient davantage de matériaux et d'éléments minéraux, ce qui provoque une **altération de la composition chimique de l'eau** des cours d'eau. De manière plus anecdotique ou sporadique, des écoulements d'hydrocarbures sont susceptibles de survenir lors du lavage des engins de chantier. Les projets de revégétalisation emploient parfois des boues issues de stations d'épuration afin de favoriser la croissance des végétaux, cependant, la lixiviation des sols ainsi amendés apporte alors des quantités accrues de matière organique vers les cours d'eau. Des intrants spécifiques aux process miniers, comme par exemple l'utilisation de flocculants pour la confection de la pulpe, ou l'utilisation d'acides concentrés pour l'extraction du nickel, peuvent provoquer des risques chimiques spécifiques.

Les conditions tropicales locales, très contrastées entre saison sèche et saison des pluies, peuvent aussi provoquer un sous-dimensionnement temporaire d'équipements miniers et des problèmes de débordement de bacs de décantation. De plus, la propriété karstique des terrains miniers favorise l'apparition de renards (trous tels un siphon) au sein des ouvrages de rétention qui se vident alors par le fond et libèrent leur contenu de manière gravitaire en des lieux difficilement prévisibles.

Le développement de nouvelles technologies s'attache entre autres à réduire les impacts de l'exploitation minière. Les principales initiatives dans ce domaine concernent surtout des sites en pleine exploitation ou en accroissement d'exploitation. La réhabilitation d'anciens sites miniers, qui génèrent toujours leur lot d'atteintes environnementales, est insuffisante.

1.3 Spécificités biogéographiques, endémisme

En fonction des particularités de son histoire géologique et de la spécificité de certains substrats locaux (par exemple, les formations ultramafiques), ainsi que par son isolement lié au contexte îlien et son climat tropical, la Nouvelle-Calédonie présente de grandes spécificités environnementales au niveau mondial. Conséquence logique de cette situation originale qui crée un filtre environnemental bien spécifique, dans un contexte naturel îlien fortement isolé d'autres domaines terrestres par l'océan, elle est aussi considérée comme un « hotspot » indéniable de biodiversité (Myers et al. 2000).

L'endémisme correspond à la présence d'une unité taxonomique donnée (e.g., une variété, une espèce, un genre...), dans une aire de répartition limitée à une zone particulière. Ce terme recouvre des concepts scientifiques complexes, tels que la notion d'espèce, c'est-à-dire l'unité biologique fondamentale à prendre en compte (Ghiselin 1974) et la définition de son aire de répartition, aussi appelée sa représentation biogéographique (Harold et Mooi 1994).

Un trait caractéristique des biocénoses que l'on peut rencontrer dans certains contextes îliens ou d'archipels isolés est le « syndrome d'insularité », qui se traduit par des peuplements biologiques peu diversifiés, dysharmoniques, c'est-à-dire complètement dépourvus de certains groupes taxonomiques au bénéfice de certains autres, et à fort taux d'endémisme (Blondel et Ferris 1995).

Dans le cadre de sa thèse, Julien Marquié a fait une revue de la connaissance existante concernant la biodiversité de la Nouvelle-Calédonie et une mise en comparaison par rapport à d'autres localisations ayant fait l'objet d'études scientifiques et présentant le plus de similitudes apparentes de contexte. Les éléments marquants de cette revue sont résumés ci-dessous.

L'endémisme de la NC fait consensus et marque fortement les assemblages biologiques, quels que soient les groupes vivants terrestres étudiés. Par exemple, le pin colonnaire (*Araucaria columnaris*) et le cagou (*Rhynochetos jubatus*) sont des espèces endémiques emblématiques.

Plus globalement, l'endémisme marque fortement la flore (environ 75 % d'endémisme, (Ph. Morat et al. 2012), les oiseaux, reptiles, mammifères, poissons et crustacés d'eau douce (respectivement, environ 17 % et 38 % d'endémisme chez ces derniers, (Blondel et Ferris 1995), les arthropodes, les mollusques... Il s'exprime à différents niveaux taxonomiques, famille, genre, espèce (Chazeau 1993). Chez les insectes aquatiques, l'endémisme toucherait plus de 75 % des espèces (Mary 1999).

Concernant le compartiment micro-algal, Moser (Moser et al., 1998) qualifie la NC de « Galápagos des diatomées » et la considère comme « l'île des endémismes », car environ 40 % des diatomées inventoriées sont considérées comme endémiques au territoire. Ce nombre peut être comparé à d'autres îles ou régions du Pacifique, telles que Moorea, la Papouasie Nouvelle-Guinée, l'Est de l'Australie, la Nouvelle-Zélande (île du Nord) ou Hawaï, où ont été trouvés entre 0,4 %, et 2,3 % de taxons endémiques.

Cependant, les algues d'eau douce étudiées jusqu'ici en dehors des diatomées présentent assez peu de diversité et un endémisme sensiblement moins marqué, avec moins de 300 taxons répertoriés et environ 6,5 % d'endémisme (Carter 1922; Maillard 1978; Manguin 1962; Watanabe et Asai 2008; Moser 1999; Moser, Steindorf, et Lange-Bertalot 1995; Moser, Lange-Bertalot, et Metzeltin 1998); (Bourrelly 1984a, 1984b). Néanmoins, ce constat peut être tempéré et expliqué par un effort d'échantillonnage trop peu exhaustif (Bourrelly 1984a, 1984b), auquel viendrait s'ajouter un biais d'identification et d'imprécision taxonomique. En effet, les atlas floristiques utilisés en référence pour les déterminations ont souvent été élaborés sur les flores européennes, ce qui peut conduire à une homogénéisation outrancière des identifications de taxons à morphologie proche (Tyler 1996).

Les milieux ultramafiques, qui génèrent un environnement abiotique très spécifique, jouent un rôle important dans la répartition des espèces endémiques (Jaffré 1996), les groupes les moins mobiles étant les plus touchés (*i.e.*, les plantes). De fait, la flore calédonienne trouvée sur milieux ultramafiques serait à 90 % endémique (Jaffré et al. 1987), et ce taux s'élève à 98 % pour la flore strictement inféodée à ces milieux (Lowry 1998).

De même, (Moser et al., 1998) remarquent que la plupart des taxons endémiques sont récoltés sur ce type de substrat, tel que le genre monospécifique *Eileencoxia guillauminii* (Manguin ex Kociolek & Reviers) S. Blanco & C.E. Wetzel, 2016.

L'explication de cette répartition réside principalement dans les particularités édaphiques telles que les carences en éléments nutritifs, une forte concentration en magnésium et un risque toxique dû à certains métaux.

Ces caractéristiques de milieu, qui exercent une pression de sélection bien particulière, ont pu générer des adaptations originales d'espèces végétales telles que l'hyper-accumulation du nickel chez *Pycnandra acuminata*, dont la sève apparaît verte.

Les eaux douces sous influence d'un contexte géochimique aussi particulier (Weninger 1968; Mary 1999) sont aussi associées à des communautés biologiques singulières fortement marquées d'endémisme (e.g., (Starmühlner 1968; Marquet et al. 2003).

Outre le cas bien répertorié de l'endémisme lié aux milieux ultramafiques, il a aussi été constaté que d'autres milieux géologiques possèdent aussi une flore singulière et offrent des niches écologiques particulières produisant de l'endémisme. Par exemple, la région du Mont Panié, de nature géologique schisteuse, concentre de nombreuses espèces endémiques (Tron et al. 2013). De même, les anciennes forêts sèches de la côte Ouest sur terrains volcano-sédimentaires, aujourd'hui très réduites, étaient aussi peuplées d'espèces rares dont les fossiles témoignent de l'existence (Chazeau 1993). L'histoire et la mosaïque géologique calédonienne ont entraîné un patchwork d'habitats, parfois déconnectés, conduisant à des adaptations locales de petites populations. C'est le phénomène de micro-endémisme, répandu en NC (Grandcolas et al. 2008).

Certains groupes taxonomiques sont très représentés en NC alors qu'ils le sont très peu dans le reste du monde. Par exemple, chez les plantes, le genre *Araucaria* compte 13 espèces sur les 19 connues au monde, ou encore de très nombreuses espèces d'Orchidées, avec 237 espèces recensées (Ph. Morat et al. 2012). Chez les reptiles, les scinques et les geckos sont aussi très diversifiés. A l'inverse, il n'existe pas de lézards « vrais » (Lacertidés), de batraciens ni de serpents autochtones. Ou encore, il n'existe pas de représentants de mammifères autochtones en dehors des chiroptères. Ce déséquilibre apparent est appelé dysharmonie.

Les diatomées locales des eaux douces présentent aussi ce type de particularité. En effet, (Moser 1999) souligne une surreprésentation de certains genres : les *Brachysira*, les *Frustulia*, les *Eunotia* et les *Cymbella* au sens large (*Cymbella*, *Cymbellopsis*, *Cymbopleura*, *Encyonema*, *Encyonopsis*).

La diversité biologique calédonienne ne répond pas au « syndrome d'insularité », phénomène qui explique une biodiversité locale inférieure à la moyenne en milieu insulaire car, probablement en liaison avec son histoire très ancienne, la biodiversité est ici très forte. La flore indigène compte plus de 3 300 représentants de plantes vasculaires (Ph. Morat et al. 2012), la faune ne fait pas exception avec de nombreuses espèces décrites chez les reptiles, les insectes ou les mollusques (Richer de Forges 2007).

D'après (Moser 1999), les relevés diatomiques historiques collectés lors de missions d'inventaire et dont il est fait état dans la littérature scientifique recensent 628 taxons. Ce nombre déjà conséquent est certainement encore très éloigné de la réalité car les prélèvements n'ont pas été conduits pour constituer un inventaire exhaustif. En effet, la flore qui a été la plus étudiée pour l'instant est essentiellement benthique et issue des milieux d'eau douce.

Une autre singularité de la biodiversité calédonienne est la présence d'espèces reliques, c'est-à-dire très anciennes et disparues dans le reste du monde. La plus représentative est sans doute la présence d'*Amborella trichopoda* (genre monospécifique), qui appartient à la lignée la plus ancienne chez les plantes à fleurs (environ 150 millions d'années).

Ces particularités de la faune et de la flore de Nouvelle-Calédonie trouvent notamment leur explication dans une insularité ancienne ayant isolé les populations sur le long terme, permettant la mise en place de processus de spéciation locale.

Une autre raison pouvant contribuer à cet état de fait réside dans la présence d'affleurements en surface de terrains ultramafiques (milieux ultra-oligotrophes avec présence de teneurs naturelles importantes en métaux lourds tels que Ni, Cr, Co et Mn) qui imposent des contraintes adaptatives importantes (Jaffré et al. 2009; Ph Morat 1993; Philippe Morat, Jaffré, et Veillon 2001; Moser 1999; Moser, Lange-Bertalot, et Metzeltin 1998; Pelletier 2007; Pillon et al. 2010).

Néanmoins, l'origine historique précise des peuplements fait encore débat, et les techniques génétiques d'horloge moléculaire donnent des résultats qui diffèrent selon les groupes étudiés. D'une part, il a pu être repéré une origine ancienne, dite « gondwanienne », de communautés biologiques qui auraient subsisté lors de la phase d'immersion. Cette immersion aurait été partielle ou, pour les espèces terrestres ou d'eau douce, aurait comporté des refuges régionaux via des terres proches non immergées (Lowry 1998; Jolivet et Verma 2010). Ainsi, en raison de l'isolement, le processus de spéciation se serait fait sur le long à très long terme pour une partie des peuplements d'origine ancienne (espèces reliques). D'autre part, après son immersion totale, la colonisation du territoire recouvert par le substrat ultramafique, alors vierge, s'est faite par dispersion depuis les régions environnantes (Australie, Nouvelle-Zélande, Papouasie Nouvelle-Guinée) et par radiation rapide des espèces alors d'origine relativement récente puisque postérieure à l'émersion (Espeland et Murienne 2011; Grandcolas et al. 2008; McGlone 2005).

Au bilan, la synthèse bibliographique effectuée par Julien Marquié (Diatomées des rivières de Nouvelle-Calédonie : conception d'un atlas taxinomique et d'un indice de bioévaluation de la qualité écologique des cours d'eau à partir des diatomées benthiques, publication prochaine) permet de retirer deux types d'informations à mettre en relation avec le présent programme de recherche-développement sur diatomées des eaux douces :

Elle en légitime à nouveau, s'il en était besoin, la nécessité. En effet, la position de hot-spot mondial de biodiversité de la Nouvelle-Calédonie impose une **vigilance importante** afin de concilier au mieux la présence d'activités socio-économiques potentiellement impactantes (activité minière, pollutions urbaines...) et la préservation durable d'un patrimoine de biodiversité d'importance mondiale. Dans ce sens, la création d'un nouvel outil performant de bioindication diatomique permettant un meilleur suivi de la qualité des cours d'eau devrait aussi permettre de mieux contrôler les impacts anthropiques vers les cours d'eau, de les réduire et de limiter ainsi leur propagation jusqu'à la zone littorale.

Elle est aussi illustrative du **déficit de connaissance historique des espèces de diatomées locales**, peu prospectées jusqu'aux dernières années du 20ème siècle. Avant ce jalon temporel, seulement 4 à 5 missions naturalistes historiques d'inventaire très partiel, ont eu lieu.

Ces missions avaient une visée essentiellement taxonomique (découverte d'espèces nouvelles pour la science), et leurs résultats n'ont pas permis de formaliser l'écologie et l'écologie de l'altération des taxons décrits, faute de données associées de chimie de l'eau.

Le programme rapporté ici, qui comporte un fort apport de connaissances nouvelles, a donc été confronté à deux difficultés qui représentaient un important challenge *a priori* :

- un taux important d'endémisme et beaucoup d'espèces encore peu ou non décrites, ce qui a conduit à devoir identifier certains taxons avec un nom de genre et une numérotation partielle correspondant à une espèce reconnue sur le plan morphologique, mais non nommée dans la littérature ;
- une méconnaissance historique presque totale de l'écologie des espèces locales, se limitant le plus souvent à relater dans quel type de milieu (rivière, substrat géologique) elles avaient été collectées. Ce programme s'est donc attaché à formaliser les conditions abiotiques d'occurrence de tous les taxons suffisamment rencontrés pour pouvoir d'une part leur assigner des préférences écologiques naturelles, et à pouvoir d'autre part les utiliser pour un diagnostic de qualité des cours d'eau échantillonnés.

I.4 Zonation hydroécocorégonale et références « adéquates »

I.4.1 Aspects généraux

Sur le domaine géographique d'Europe continentale où elle s'applique, la DCE recommande de mesurer les effets de l'altération anthropique et l'atteinte à l'État Écologique qui en découle sur la base de la **mesure de l'écart** par rapport à la "**situation de référence adéquate**".

En vue de repérer les différentes conditions naturelles de référence et le découpage territorial correspondant à des zones homogènes de conditions environnementales, 2 approches conceptuelles s'appuyant sur une démarche typologique peuvent être envisagées :

- La première se base sur le pré-supposé que ce sont les principales conditions de **forçage naturel abiotique** s'appliquant sur et dans un cours d'eau qui conditionnent la sélection des espèces et assemblages représentatifs des conditions naturelles de ce cours d'eau. Il en résulte une démarche de mise en place d'une **typologie purement abiotique**, qui a été appliquée avec succès sur le territoire français métropolitain (Wasson et al. 2002). Ce travail a conduit en son temps à la définition, pour le territoire de France métropolitaine, de 22 sous-ensembles homogènes dits Hydro-Eco-Régions de niveau 1 (HER 1) et, pour une typologie plus fine, de 121 sous-ensembles homogènes de niveau 2 (dits HER 2) qui ont notamment servi à repérer les situations de référence par HER et à caler le dispositif d'évaluation Français vis-à-vis de plusieurs maillons biologiques (poissons, macroinvertébrés benthiques et macrophytes des cours d'eau).
- Une seconde approche, complémentaire à celle précitée, considère qu'il peut être accordé une bonne confiance à la composition des **communautés naturelles** pour rendre compte d'une **zonation naturelle régionale**.

L'idée sous-jacente est que la composition multispécifique des communautés peut constituer un bon proxy intégratif des spécificités et contraintes exercées par l'environnement naturel.

En métropole et pour le **compartiment diatomique des cours d'eau**, la typologie adoptée pour le repérage des situations de référence s'est appuyée sur les **points forts de ces deux démarches**.

Les différents types d'assemblages diatomiques de référence ont été repérés à partir d'une **biotypologie basée sur la composition des assemblages naturels** (appelés biotypes diatomiques naturels, au nombre de 5 au niveau métropolitain). L'aire géographique d'application de ces biotypes diatomiques de référence s'est appuyée sur le **zonage géographique précis des 22 Hydro-Eco-Régions de niveau 1** définies par l'approche abiotique (HER1), chaque biotype naturel de référence (ou flore diatomique de référence) s'appliquant selon le cas sur une ou plusieurs HER complètes de niveau 1.

Les DOM français îliens, qui ont fait l'objet de mise au point de nouvelles méthodes d'évaluation diatomique lors des quelques dernières années, présentent des conditions de contexte et de climat a priori plus comparables à celles de la Nouvelle-Calédonie que celles de France métropolitaine.

Dans le cas de la Réunion et des Antilles, la démarche mise en place a malgré tout été assez comparable à celle appliquée auparavant pour le compartiment diatomique de métropole, mettant en jeu une approche combinée associant une **typologie abiotique** (définition d'HER) et une **biotypologie des assemblages diatomiques de référence**.

Mais, sous ces conditions insulaires tropicales, il a été bien repéré que des facteurs structurants essentiels qui déterminent le niveau de variabilité des notes indicielles de référence dans un contexte naturel donné sont le **régime de précipitation** et le **régime (en particulier saisonnier) des cours d'eau** de la zone concernée. En effet, il a été remarqué que le facteur côte au vent (plus régulièrement arrosée) ou côte sous le vent (contraste thermique et de débit beaucoup plus fort entre saison des pluies et saison sèche) influe sur la variabilité naturelle des notes d'indice de façon sensiblement plus conséquente que l'appartenance à une HER donnée ou que le biotype diatomique naturel présent à la station.

À la Réunion en particulier, le dispositif d'évaluation a dû prendre en compte de façon très dominante ce contraste Est-Ouest.

Le climat, la saisonnalité des pluies, le régime des alizés et la présence d'importants reliefs générateurs de précipitations à l'Est, alors que le versant Ouest sous le vent est sensiblement plus chaud et sec, présentent d'assez grandes similitudes de contexte général entre la Réunion et la Nouvelle-Calédonie. Il est donc possible qu'il faille, à la fin de la présente démarche et en fonction des variabilités observées dans les notes indicielles de référence, tenir compte aussi de ce régime pluviométrique contrasté entre l'Est et l'Ouest pour mieux maîtriser le niveau de variabilité naturelle dans le dispositif d'évaluation qui sera proposé pour la Nouvelle-Calédonie. De tels contrastes ont été soulignés et délimités lors de l'élaboration des HER du territoire calédonien.

I.4.2 Mise en place des HER en Nouvelle-Calédonie

Suite à la tenue d'ateliers locaux organisés par l'OEIL, qui se sont tenus en Avril 2010 pour discuter, décider et prévoir la mise en place des actions nécessaires à la surveillance et à une bonne gestion des hydrosystèmes dulçaquicoles calédoniens, de nombreuses propositions d'actions ont été validées. Parmi elles, il a été ressenti la nécessité de disposer d'un référentiel cohérent de zonage typologique des entités naturelles (HER) de Nouvelle-Calédonie, du même type que celui adopté en métropole.

Une étude financée conjointement par la Nouvelle-Calédonie (DAVAR) et la Province Sud (DENV) a donc été mise en place pour définir les premiers niveaux élémentaires d'établissement d'une typologie abiotique des masses d'eau (HER) comparable, dans sa méthodologie et dans ses résultats, à ce qui avait été développé antérieurement en métropole et dans les DOM par le CEMAGREF. Cette étude, confiée au consortium ASCONIT Consultants-BIOTOP, a été conduite entre 2010 et 2011 et s'est organisée en 3 phases :

- Phase 1 : collecte des données et analyses de ces dernières ;
- Phase 2 : Traitement des données (définition des HER de niveau 1 et 2);
- Phase 3 : Constitution de la base de données SIG et détermination des conditions.

La démarche utilisée est résumée en Figure 8 ci-dessous :

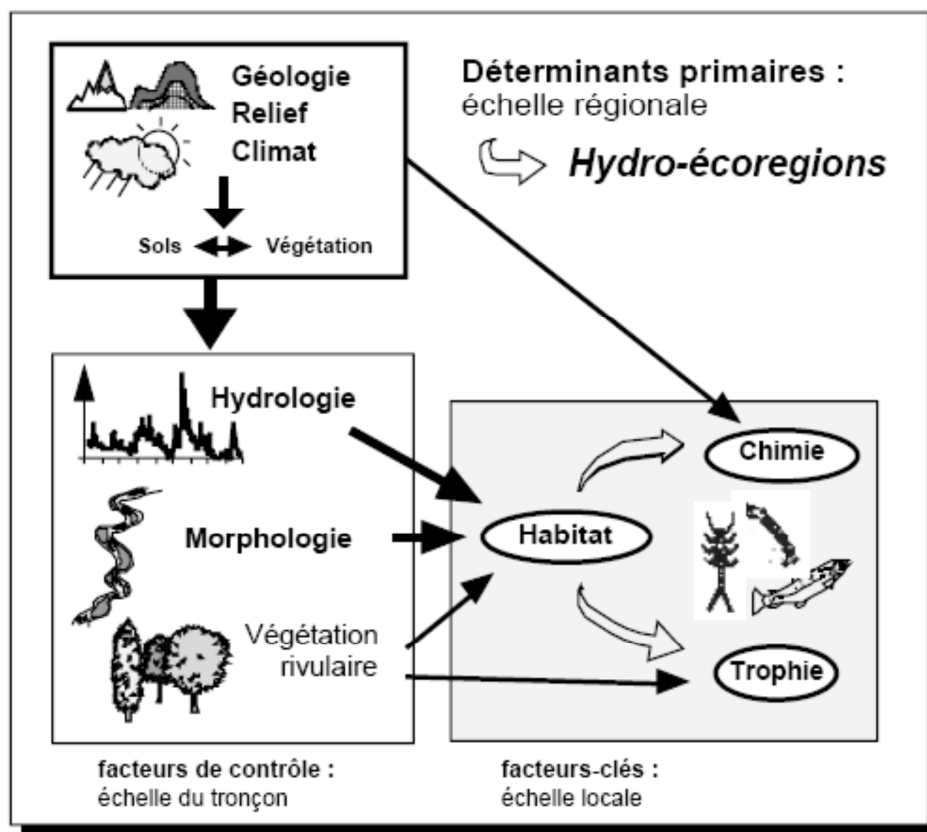


Figure 8 : Cadre conceptuel de la régionalisation HER : représentation schématique de l'emboîtement hiérarchique des facteurs de contrôle des écosystèmes d'eau courante.

A partir des facteurs primaires tels que le relief, la géologie, le climat et l'hydrologie, le territoire de la Grande Terre a été découpé en entités homogènes sur le plan des conditions naturelles abiotiques qui s'appliquent sur les peuplements de référence dans les différents types de cours d'eau.

La **démarche méthodologique** a consisté à réaliser une **approche typologique descendante** utilisant les déterminants primaires de fonctionnement précités pour la classification des conditions abiotiques s'appliquant dans les cours d'eau.

Cette approche est fondée sur l'enchaînement hiérarchique des facteurs abiotique de forçage du fonctionnement écologique des cours d'eau : la biodiversité et la productivité des communautés vivantes sont supposées répondre aux "facteurs clés" que sont l'habitat physique et le climat aquatique au niveau local, eux-mêmes dépendants de "facteurs de contrôle" identifiables à l'échelle du tronçon que sont l'hydrologie, la morpho-dynamique fluviale, la structure de la végétation rivulaire.

Ces facteurs de contrôle sont eux-mêmes dépendants de la géologie, du relief et du climat caractérisant des "régions" différentes. Ce cadre conceptuel justifie une régionalisation des écosystèmes d'eau courante à partir des déterminants primaires géophysiques et climatiques qui s'appliquent sur une entité naturelle donnée.

La typologie abiotique ainsi réalisée a permis de découper le territoire calédonien en 6 unités correspondant à un degré d'homogénéité des conditions naturelles abiotiques s'appliquant sur les différents types de cours d'eau et les peuplements de référence correspondants (Biotop et Asconit 2011).

Ce découpage s'organise selon le logigramme suivant (Figure 9) :

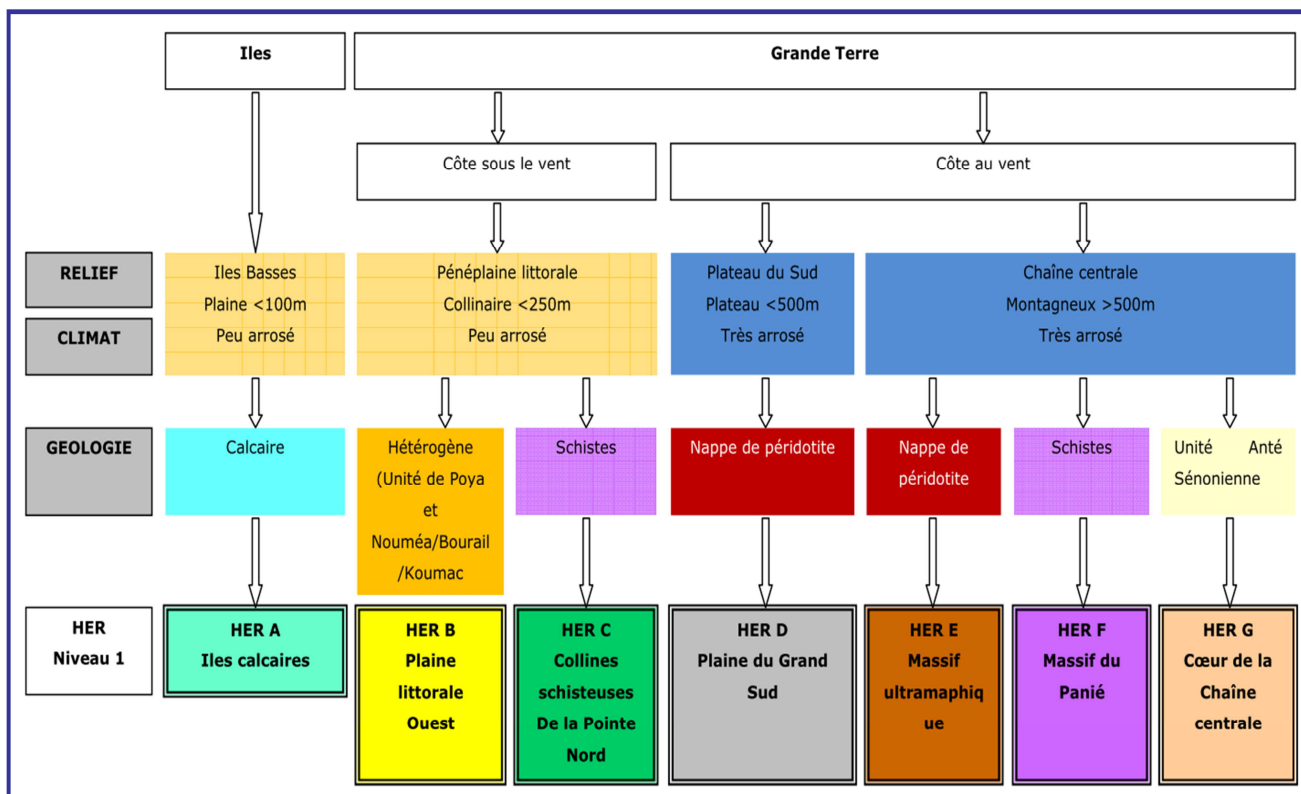


Figure 9 : Logigramme de définition typologique des HER de Nouvelle-Calédonie.

Ces 6 unités peuvent être décrites comme suit :

- **HER A : Iles calcaires.** Iles sans relief marqué (<100 m), faiblement arrosées et totalement calcaires. Cette HER, qui ne concerne pas la Grande Terre mais les îles périphériques d'origine corallienne, ne possède pas de réseau de cours d'eau permanents en surface.
- **HER B : Plaine littorale Ouest.** Façade Ouest de la Grande Terre sous le vent (relativement sèche). Le relief dominant est collinaire, à l'exception des klippes de péridotite à forte pente qui ont malgré tout été intégrés dans cette HER du fait de leur taille restreinte. La géologie est relativement hétérogène, mais les roches sont globalement altérées. Le réseau hydrographique y est assez dense.
- **HER C : Collines schisteuses de la pointe nord.** Zone de faible relief (<150 m), aux collines très douces sur substrat schisteux. La pluviométrie est faible, le réseau hydrographique y est faiblement développé.
- **HER D : Plaine du Grand Sud.** Zone de plateau ou à relief peu élevé abritant des bassins à dépôt colluviaux et fluviaux lacustres sur un substrat de péridotites. La zone est bien arrosée. Le réseau hydrographique y est particulièrement peu dense et principalement constitué de plans d'eau ou de cours d'eau méandriformes.
- **HER E : Massifs ultramafiques.** Massif montagneux constitué d'une nappe de péridotites, fortes pentes, zone soumise à des précipitations intenses. Les phénomènes érosifs y sont de deux ordres : chimique et mécanique. La charge sédimentaire est assez hétérogène, mais le lessivage des cuirasses produit une proportion importante de particules fines favorisant le colmatage des substrats.
- **HER F : Massif du Panié.** Massif montagneux aux très fortes pentes, également très arrosé. La roche schisteuse imperméable induit un régime torrentiel et une érosion principalement mécanique.
- **HER G : Cœur de la Chaîne Centrale.** Vaste HER montagneuse constituant le cœur de la chaîne centrale, aux pentes fortes découpées de larges vallées. Elle est principalement formée par l'unité anté-Sénonienne. Le régime de précipitations est soutenu. Le substrat est volcano-sédimentaire.

La représentation cartographique de ces HER est présentée en Figure 10 page suivante.

Il est à noter que, au moins dans le cas des diatomées mais aussi probablement des macroinvertébrés benthiques, la façon dont la géologie influe ne tient pas seulement dans les pentes, l'hydrodynamique et la granulométrie des substrats mais également dans la composition hydrochimique des eaux, elle-même dépendante de la géochimie du substrat. En effet, de nombreuses études antérieures ont pu démontrer le rôle important du pH, de la conductivité des eaux et de son pouvoir-tampon sur la sélection des espèces diatomiques.

En fonction des données abiotiques et biologiques locales, il faudra donc étudier si ces HER constituent le cadre adéquat pour contrôler la variabilité du nouvel indice diatomique produit (l'IDNC) ou s'il faudra, en fonction des résultats de l'analyse de données, adapter cette logique en fonction du contexte hydrochimique et climatique local.

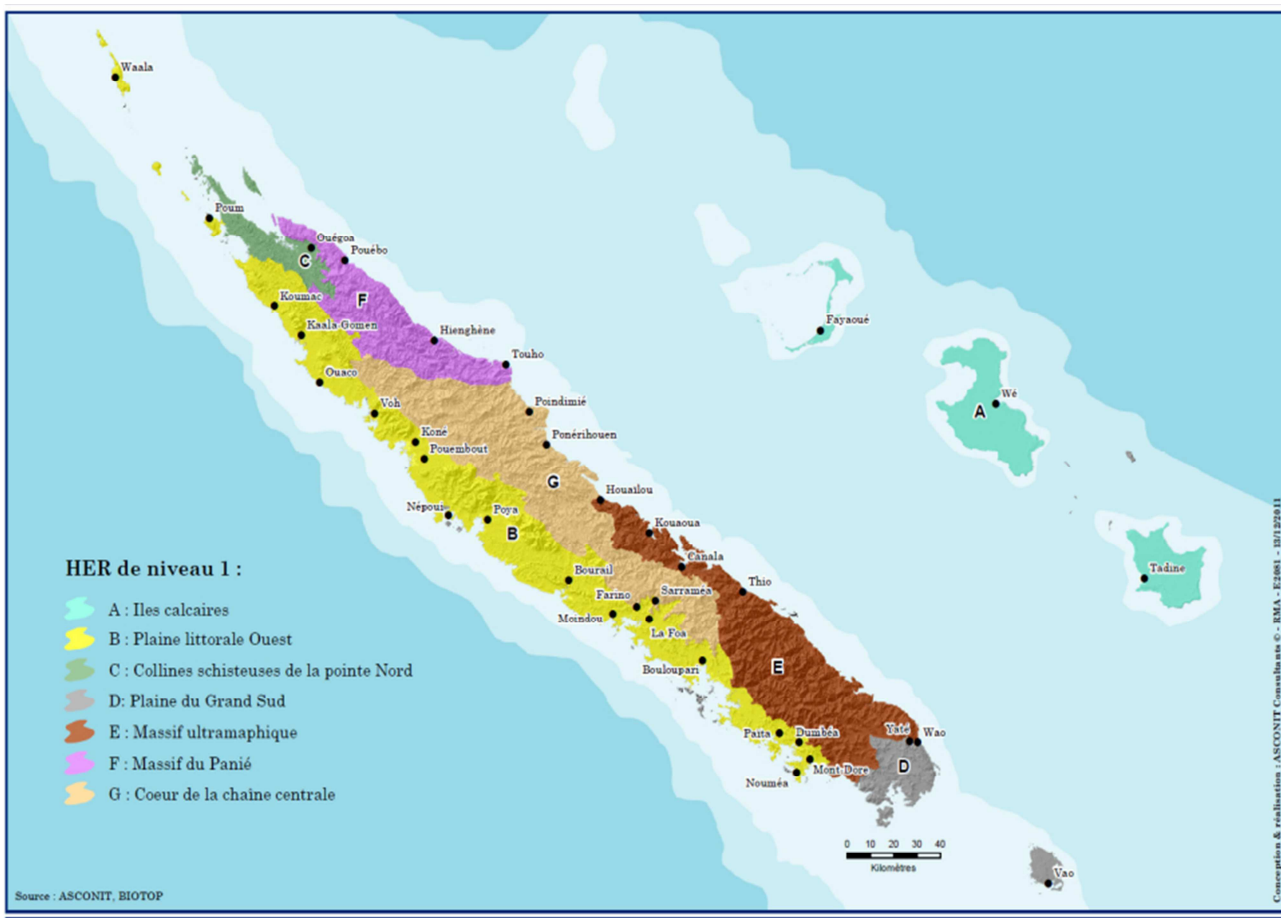


Figure 10 : Représentation cartographique des hydro-éco-régions de Nouvelle-Calédonie.

I.5 Surveillance des cours d'eau en Nouvelle-Calédonie

Du fait de son statut juridique bien particulier (collectivité *sui generis* défini par la loi organique du 19 mars 1999), la Nouvelle-Calédonie ne fait pas partie de la Communauté Européenne et de ce fait, la DCE (Directive Communautaire sur l'Eau) ne s'y applique pas.

Cependant, comme rappelé dans les sous-chapitres précédents, des enjeux environnementaux locaux liés à l'urbanisation, à l'activité minière, à l'agriculture et à l'élevage font subir des pressions anthropiques parfois conséquentes aux milieux aquatiques. L'objectif de préservation à terme des milieux naturels locaux, dont la valeur patrimoniale est remarquable au niveau mondial, rend absolument nécessaire leur surveillance régulière en vue de préserver le maintien durable de leur bon état.

Dans cette optique, des réseaux de surveillance ont été progressivement mis en place sur les cours d'eau de Nouvelle-Calédonie et fonctionnent désormais de façon régulière. Des **analyses physico-chimiques** sont effectuées périodiquement, dans le cadre de réseaux de surveillance généralistes (plutôt orientée en recherche de polluants d'origine domestique et agricole) ainsi que des suivis plus orientés sur les paramètres possiblement influencés par l'activité minière (teneur en MES de la colonne d'eau, teneurs en éléments métalliques...).

Il convient aussi de s'assurer que les conditions environnementales dans les cours d'eau permettent aux **compartiments biologiques** d'assurer l'intégralité de leur cycle de vie dans de bonnes conditions. Dans cette optique de réalisation d'une surveillance plus centrée sur les compartiments biotiques, un travail spécifique d'investigation des faunes invertébrées locales a été réalisé les toutes dernières années du 20^{ème} siècle, qui a nécessité à la fois des travaux de reconnaissance taxonomique et de définition des préférences écologiques des taxons de macroinvertébrés benthiques dans les conditions biogéographiques très particulières rencontrées en Nouvelle-Calédonie.

Ce programme a débouché sur la proposition d'un **nouvel indice biologique basé sur les macroinvertébrés benthiques, l'Indice Biotique de Nouvelle-Calédonie** (IBNC, (Mary 1999) désormais utilisé en routine dans les réseaux de surveillance. Plus récemment, un second indice s'appuyant sur le même compartiment biologique mais focalisé sur l'évaluation des altérations «minérales» plus spécifiquement liées à l'activité minière l'IBS a aussi été développé (Mary 2016). À ce jour, le suivi des communautés du compartiment « poissons », permet des analyses de diversité et d'équitabilité des populations, mais ne fait pas l'objet d'un indice biotique validé.

Du fait de cette lacune relative en bioindicateurs opérationnels au plan local, il apparaissait important de compléter le dispositif de surveillance local sur le plan hydrobiologique en intégrant notamment un **compartiment de producteurs primaires** afin de donner une vision plus complète et plus représentative du bon fonctionnement à différents niveaux de l'édifice trophique.

Au niveau mondial, depuis au moins 20 à 30 ans, ce maillon a largement fait la preuve de son intérêt pour la détection des altérations trophiques et organiques. De plus, la recommandation par la DCE (2000) des diatomées benthiques comme maillon biologique-clé pour la surveillance des cours d'eau a conduit à ce que presque tous les pays européens l'utilisent dans leur système national d'évaluation d'état écologique et à ce qu'il participe au rapportage national d'état vers l'U.E.

Aussi, dans la lignée des conclusions émises à l'issue des Ateliers thématiques « eau douce », tenus en avril 2010, l'OEIL et le CNRT ont décidé de soutenir un programme de Recherche-Développement dont l'objectif principal serait la mise au point d'un nouvel indice biologique s'appuyant sur un compartiment de producteurs primaires phototrophes, qui permettrait d'évaluer **l'état des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie** à partir du maillon biologiques des **diatomées benthiques**.

Cependant, même si quelques articles ont pu être publiés sur l'identification d'espèces diatomiques nouvelles de Nouvelle-Calédonie à partir d'échantillons biologiques ramenés de quelques missions historiques de terrain (voir Chap 1-3), une difficulté de ce programme tient au fait que, jusqu'à ces dernières années, les flores locales étaient encore largement méconnues sur le plan taxonomique et encore plus sur le plan de leur écologie. Cette connaissance insuffisante tient au fait que :

- les prélèvements biologiques réalisés à l'occasion de missions de prospection scientifique ont été réalisés pour faire la découverte de nouvelles espèces, mais pas pour obtenir des comptages précis de composition relative des assemblages diatomiques,
- ces prélèvements n'étaient pas toujours assortis de prélèvements d'eau permettant de cerner, à partir des résultats d'analyses chimiques, l'autoécologie des espèces et assemblages considérés.

La bonne réalisation des objectifs du présent programme a donc été confrontée à une véritable prise de risque initiale et à un important challenge qui a pu être surmonté de façon effective par Julien MARQUIE au cours de sa thèse, avec l'appui de taxonomistes de référence que sont René LE COHU (Université Paul Sabatier Toulouse III) et Michel COSTE (Irstea / Centre de Bordeaux-Cestas), à savoir :

- l'assimilation de toute la bibliographie taxonomique historique préexistante (qui comportait quelques incohérences et contradictions),
- la reconnaissance nouvelle de nombreuses espèces locales, dont certaines sous numéro (nouveaux taxons, pas encore de nom proposé).

I.6 Objectifs contractuels du programme diatomique :

Le présent programme a pour objet principal le développement et la mise au point d'un indice biologique fiable et opérationnel basé sur le compartiment des diatomées benthiques, qui permette la caractérisation et le suivi de l'état écologique des cours d'eau de la Grande Terre en Nouvelle-Calédonie.

Les objectifs du projet sont de :

- réaliser la synthèse des données et connaissances existantes nécessaires à la réalisation du projet (données hydrologiques et physico-chimiques, données biologiques relatives aux diatomées de Nouvelle-Calédonie).
- **approfondir les connaissances** sur les communautés de diatomées benthiques des rivières de Nouvelle-Calédonie : reconnaissance des diatomées rencontrées dans les inventaires de terrain ; description taxinomique des diatomées dominantes des milieux étudiés ; amélioration des connaissances sur la biodiversité locale ; description et éléments de distribution spatiale des espèces nouvelles rencontrées.
- **définir les classes de qualité des cours d'eau** de Nouvelle-Calédonie et **les profils écologiques des espèces** de diatomées dominantes, afin d'établir un bioindicateur diatomique adapté. Ce bioindicateur généraliste devra permettre d'établir des diagnostics et des suivis fiables de la qualité écologique de ces milieux au regard des principales altérations anthropiques rencontrées et notamment de l'enrichissement des milieux en nutriments,
- s'efforcer de **prendre en compte** autant que possible **l'évaluation générale de l'altération minière** au niveau des communautés diatomiques, via la proposition d'une métrique dédiée, même si la littérature scientifique existante témoigne qu'il n'est pas évident de diagnostiquer de façon fiable et sensible les altérations toxiques dans le cadre de méthodes biocénologiques basées sur la composition de communautés multispécifiques,
- produire un **guide méthodologique** pour cadrer la mise en œuvre pratique de l'IDNC dans toutes ses phases opérationnelles (du prélèvement de terrain à la préparation des lames et à la réalisation du comptage), ainsi qu'un **guide iconographique**. Le guide résume la connaissance taxonomique acquise sur place et facilite l'identification par les experts des espèces diatomiques rencontrées dans les cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, en particulier celles intervenant dans le calcul de l'indice.

Ces 2 recueils vont constituer une pierre angulaire essentielle pour les opérateurs futurs qui auront à intervenir de façon la plus standardisée possible, dans le cadre des marchés de bioindication diatomique.

A l'issue de ce programme, afin de compléter l'effort de transfert de ce nouvel outil vers le secteur opérationnel, il sera organisé sur place une formation des experts, gestionnaires et bureaux d'études de Nouvelle-Calédonie à l'utilisation de l'IDNC et de ses documents d'accompagnement.

II. DISPOSITIF ET STRATEGIE DE TERRAIN

II.1 Codage des stations et relevés de terrain

Les codes des stations ont été attribués de manière à répondre aux exigences de lecture des données statistiques et à la standardisation des informations.

Un code à 5 caractères (3 lettres et 2 chiffres) a été attribué pour chacun des relevés (station x date), la nomenclature est détaillée ci-dessous :

Nom du cours d'eau (3 lettres)	Station de prélèvement	N° de campagne
--------------------------------	------------------------	----------------

Exemple:

DOU	1	2
DOU: Rivière Douencheur	1: Station amont	2: Campagne 2

Le nom du cours d'eau en 3 lettres reprend en principe et chaque fois que possible les 3 premières lettres du nom du cours d'eau. Mais il a dû être introduit quelques exceptions destinées à éviter des confusions entre stations ou à tenir compte de particularités locales :

- 2 cours d'eau possèdent les 3 mêmes premières lettres, la Wanebwayo et la Wano, alors respectivement notés WAN et WAO,
- s'il s'agit d'un bras du cours d'eau principal, comme la Dumbéa branche Nord notée DMN, ou la Taléa branche Sud, notée TLS,
- s'il s'agit d'un affluent anonyme sur les cartes d'un cours d'eau baptisé, alors le code commence par la lettre A, et est suivi de 2 lettres nommant le cours d'eau récepteur, comme l'affluent de la Dothio, nommé ADO,
- si le cours d'eau n'a pas de nom et se jette dans un cours d'eau tout aussi anonyme sur les cartes (le cas se pose parfois sur mines), alors le nom donné se base sur le nom préexistant de la station donné par le minier, comme la station sur la mine de Kopeto, nommée EGL,
- lorsque sur carte, le cours d'eau est nommé seulement dans sa partie aval, pour connaître l'affectation du cours d'eau plus en amont au niveau du tronçon échantillonné, la méthode de rang de Strahler a été utilisée. Ainsi, les stations KAA sont définies comme appartenant au cours d'eau Mwe Kara Awi,

- la station BOG11, située sur le cours d'eau O Donarao, en amont de la Boghen et calée sur la station BOGH050 du réseau de suivi de la DAVAR, est alors considérée comme appartenant à la Boghen.

Le premier chiffre qui suit le nom correspond à la situation de la station le long du cours d'eau. Par défaut, le chiffre 1 est utilisé quand il y a une seule station sur le cours d'eau. Quand il existe plusieurs stations sur le cours d'eau alors la numérotation est croissante de l'amont vers l'aval. Le second chiffre est celui du numéro de campagne, de 1 à 4.

II.2 Stratégie temporelle de mesure et d'échantillonnage

Comme indiqué au Chap. 1-2.3, il existe un contraste saisonnier qui marque principalement le régime pluviométrique de la Grande Terre et en conséquence, le débit des cours d'eau et la température de la colonne d'eau.

L'expérience antérieure acquise dans les DOM îliens (Réunion, Antilles) montre que le fait de couvrir correctement 2 saisons dans le même programme d'étude fait gagner beaucoup de temps dans l'acquisition de données utiles pour cerner l'autoécologie des espèces locales et en particulier, des principales espèces qui vont être utilisées en bioindication.

En effet, en effectuant tout le programme à une même saison, qui serait celle décidée a priori pour la surveillance, il faudrait déjà 2 fois plus de temps (4 ans) pour acquérir autant d'information.

D'autre part, on risquerait de ne pas avoir détecté et décrit des espèces plutôt présentes à l'autre saison, mais que l'on risque fort de retrouver ensuite dans beaucoup de relevés des réseaux de surveillance lors d'une année à climatologie atypique, sans pouvoir les prendre en compte dans les calculs indiciels.

Il vaut donc mieux avoir repéré d'emblée un maximum d'espèces ayant une probabilité notable d'être représentées dans les relevés quelle que soit la climatologie spécifique de l'année de surveillance.

Il a donc été cherché à élargir l'éventail des conditions climatiques possibles en prenant en compte les 2 saisons pour la réalisation des suivis et échantillonnages de terrain.

Ainsi ont été retenues deux campagnes pour chacune des 2 années d'étude, la première concentrée sur le dernier trimestre de l'année (octobre-décembre), en fin de saison sèche, pour obtenir des étiages sévères concentrant les polluants, et la seconde sur le 2^e trimestre (avril-juin), période d'étiage faisant suite à une période de moyennes eaux. Cette situation hydrologique dilue un peu plus les pollutions faisant l'objet de rejets ponctuels directement dans le cours d'eau (ex : STEP, bâtiments d'élevages, industries agro-alimentaires...), mais elle favorise l'arrivée des transferts diffus venant des usages anthropiques sur le territoire (de type fertilisants agricoles, pesticides...), et permet aussi de rendre compte des effets dans les cours d'eau consécutifs aux processus d'érosion (colmatage des fonds, présence plus importante de métaux dissous et particuliers...).

Entre Octobre 2012 et Juillet 2014, c'est la réalisation de 4 campagnes de terrain complètes qui a ainsi permis d'asseoir les référentiels de l'étude.

II.3 Assise [sites X relevés] de l'étude

Le Tableau 1 liste par ordre alphabétique les noms de codes-station des 74 sites différents ayant, à un moment ou à un autre, fait l'objet d'au moins une campagne d'échantillonnage d'eau et de biofilm diatomique, et recense les principaux éléments signalétiques attachés à ces sites d'étude. Les coordonnées géographiques des stations sont disponibles en Annexe 1 (Tome 2).

Outre les codes-stations en 4 caractères mis en place dans le cadre de l'étude, qui ont été affectés selon le principe indiqué au Chapitre 1-3-1, les informations données concernent :

- la commune de prélèvement,
- le nom du cours d'eau à cette station (*nb* : une particularité locale du réseau hydrographique en Nouvelle-Calédonie est que le nom du cours d'eau peut varier au long de son linéaire en fonction du nom de la tribu du territoire auquel la station appartient),
- la province de rattachement du site d'étude (Nord ou Sud),
- l'HER* dans laquelle est implanté le site d'étude (* : Hydro-Eco-Région ou région naturelle abiotique de Nouvelle-Calédonie telle que définie dans le rapport d'étude (Biotop et Asconit 2011)),
- un rappel de la codification préexistante (code DAVAR ou code minier), lorsque la station est située sur une station d'un réseau préexistant qui permet d'établir la correspondance avec le Code Station de chaque site adopté dans le cadre de cette étude,
- le statut du site vis-à-vis de l'altération anthropique. Les codes de statut sont les suivants, indiquant le statut de référence ou le type de pression anthropique dominant pour le site : REF (Référence) ; REF-M (Référence-zone minière) ; AGR (agriculture) ; IND (industrie) ; HAL (influence haline) ; MIN (activité minière) ; TRB (tribu) ; URB (urbain),
- Le type de substrat géologique ou géochimique de large échelle auquel a été rattaché le site d'étude : UltraMafique (UM) ou Volcano-Sédimentaire (VS).
- enfin, les dates de réalisation des échantillonnages de biofilm (lorsqu'aucune date ne figure, ces sites n'ont pas été prélevés à cette campagne).

L'implantation géographique et cartographique des sites sur la Grande Terre est présentée ensuite dans les Figure 11 et Figure 12.

Comme ces figures l'illustrent, même si la stratégie générale visait à obtenir si possible les résultats de 3 à 4 campagnes différentes d'échantillonnage sur certains sites importants de l'étude, afin de cerner les variations écologiques, d'anthropisation, de flore et la variabilité de la notation indicielle aux mêmes sites selon les conditions saisonnières ou annuelles, beaucoup de sites d'étude n'ont pas été suivis 4 fois et certains d'entre eux ne l'ont été qu'une fois.

Tableau 1 : Réseau des sites d'étude et dates des prélèvements réalisés.

Code station	Altitude (m)	Commune	Cours d'eau	Province	HER	Réseau Correspondant	Code réseau	Substrat (UltraMafique ou Volcano-Sédimentaire)	Statut de la station	Date de prélèvement			
										Campagne 1	Campagne 2	Campagne 3	Campagne 4
ADO1	83,9	Thio	Affluent Dothio	Sud	E	sln	WELINGTON	UM	MIN	07/12/2012	18/06/2013	20/11/2013	02/05/2014
APA1	188,8	Pouembout	Affluent Papainda	Sud	B	sln	PAP100	UM	MIN	26/11/2012		15/10/2013	08/04/2014
APE1	102,5	Pouembout	Affluent Peoue	Sud	B	sln	K10-501	UM	MIN	27/11/2012		14/10/2013	07/04/2014
AWA1	217,3	Boulouparis	Affluent Wano	Sud	E	sln	OPOUE	UM	MIN	10/12/2012		26/09/2013	10/04/2014
BAN1	36,9	Mont-Dore	Baie Nord	Sud	D	vale-NC	6T	UM	IND	26/10/2012	12/06/2013	21/11/2013	26/04/2014
BNN1	57,1	Mont-Dore	Baie Nord bras Nord	Sud	D	vale-NC	6-BNOR1	UM	IND	26/10/2012	12/06/2013	21/11/2013	26/04/2014
BNS1	37,9	Mont-Dore	Baie Nord bras Sud	Sud	D	vale-NC	6-AFF	UM	IND	26/10/2012	12/06/2013		26/04/2014
BOG1	278,2	Bourail	Boghen	Sud	G	davar	BOGH050	VS	REF	24/10/2012	21/07/2013	02/10/2013	01/05/2014
BOG2	32,9	Bourail	Boghen	Sud	B	davar	aval BOGH325	VS	AGR	24/10/2012	21/07/2013	02/10/2013	
BOG3	8,8	Bourail	Boghen	Sud	B	davar	BOGH600	VS	URB	24/10/2012	21/07/2013	02/10/2013	01/05/2014
BOG9	19	Bourail	Boghen	Sud	B	davar	BOGH500	VS	URB				01/05/2014
COC1	22,3	Voh	Coco	Nord	B	kns	SW016	UM	MIN	19/12/2012	16/06/2013	23/11/2013	17/06/2014
DIA1	101,2	Ouegoa	Diahot	Nord	F	asconit	aval DIA025	VS	REF	28/10/2012	15/06/2013	24/11/2013	01/05/2014
DIA2	9,8	Ouegoa	Diahot	Nord	C	asconit	amont DIA400	VS	URB	28/10/2012			
DIA3	9,8	Ouegoa	Diahot	Nord	C	asconit	amont DIAH500	VS	URB	28/10/2012			
DMN1	22,2	Dumbea	Dumbea branche Nord	Sud	E	asconit	aval DUMB050	UM	REF	24/10/2012			
DMS1	45,2	Dumbea	Dumbea branche Sud	Sud	E	asconit	DUMB350	UM	REF				03/05/2014
DOU1	60	Bourail	Douencheur	Sud	G	davar	amont DOUE050	VS	REF	23/10/2012	21/07/2013		01/05/2014
DOU2	13	Bourail	Douencheur	Sud	B	davar	DOUE300	VS	AGR	23/10/2012	21/07/2013	01/10/2013	
DOU3	9,2	Bourail	Douencheur	Sud	B	davar	aval DOUE400	VS	URB	23/10/2012	21/07/2013	01/10/2013	01/05/2014
DOU9	21,9	Bourail	Douencheur	Sud	B	davar	DOUE100	VS	AGR		21/07/2013	01/10/2013	01/05/2014
DUM0	22,5	Dumbea	Dumbea	Sud	B	asconit	asconit	UM	REF		13/06/2013	25/11/2013	03/05/2014
DUM1	4,3	Dumbea	Dumbea	Sud	B	davar	DUMB700	UM	HAL	24/10/2012			
DUM9	6,8	Dumbea	Dumbea	Sud	B	davar	DUMB550	UM	AGR			25/11/2013	03/05/2014
EGL1	272,6	Pouembout	Affluent Papainda	Nord	B	sln	EGL100	UM	MIN	26/11/2012		17/10/2013	08/04/2014
FON1	8,2	La Foa	Fonwhary	Sud	B	davar	aval FONW100	VS	AGR	22/10/2012	16/06/2013	20/11/2013	02/05/2014
FRI1	86,3	Koumac	Fridoline	Nord	B	sln	aval FRIDOLINE CENTRE	UM	MIN	15/11/2012	12/08/2013	11/09/2013	31/03/2014
HIE1	10,5	Hienghene	Hienghene	Nord	F	asconit	aval HIEN200	VS	AGR	17/11/2012	16/06/2013	08/11/2013	29/04/2014
KA11	315,2	Poya	Mwe Kara Awi	Nord	B	sln	DOLREF	UM	REF_M	29/10/2012			03/04/2014
KA12	273,5	Poya	Mwe Kara Awi	Nord	B	sln	DOL1	UM	MIN	29/10/2012			
KA13	237,5	Poya	Mwe Kara Awi	Nord	B	sln	DOL2	UM	MIN	29/10/2012		18/09/2013	03/04/2014
KA01	235,6	Mont-Dore	Kaoris	Sud	D	asconit	asconit	UM	REF_M	30/11/2012			
KA02	33,9	Mont-Dore	Kaoris	Sud	D	asconit	aval KAOR100R	UM	REF_M	13/11/2012	12/06/2013	21/11/2013	26/04/2014
KAR1	83,2	Païta	Karikouie	Sud	B	asconit	amont KARIK100	UM	REF_M	22/10/2012	13/06/2013	20/11/2013	03/05/2014
KAR2	12,5	Païta	Karikouie	Sud	B	asconit	amont KARIK400	VS	URB	22/10/2012	13/06/2013	20/11/2013	03/05/2014
KON0	40,2	Kone	Kone	Nord	G	davar	KONE360	VS	TRB		20/07/2013		15/04/2014
KON1	30,8	Kone	Kone	Nord	G	davar	KONE400	VS	TRB	21/10/2012	14/06/2013	23/11/2013	

Tableau 1 : Réseau des sites d'étude et dates des prélèvements réalisés (suite).

Code station	Altitude (m)	Commune	Cours d'eau	Province	HER	Réseau Correspondant	Code réseau	Substrat (UltraMafique ou Volcano-Sédimentaire)	Statut de la station	Date de prélèvement			
										Campagne 1	Campagne 2	Campagne 3	Campagne 4
KON2	8,5	Kone	Kone	Nord	B	davar	KONE950	VS	URB	20/10/2012	14/06/2013	23/11/2013	16/04/2014
KON9	54,2	Kone	Kone	Nord	B	davar	KONE310	UM	TRB				15/04/2014
KUE3	66,8	Mont-Dore	Kue	Sud	D	vale-NC	amont 1-E	UM	MIN		23/04/2013	21/11/2013	26/04/2014
LAF1	14,6	La Foa	La Foa	Sud	B	davar	LAFOA325	VS	AGR	22/10/2012	18/06/2013	20/11/2013	02/05/2014
LAF2	3,1	La Foa	La Foa	Sud	B	davar	LAFO600	VS	URB	22/10/2012	18/06/2013	20/11/2013	02/05/2014
MAM1	14,4	Yaté	Mamie	Sud	E	asconit	aval MAMIE200	UM	REF_M	13/12/2012	13/06/2013	21/11/2013	27/04/2014
MEN1	437,5	Bourail	Wa Menao	Sud	G	davar	BoueregaouC1	VS	REF	23/10/2012	21/07/2013	01/10/2013	01/05/2014
MOI1	12,2	Moindou	Moindou	Sud	B	asconit	aval MDOU550	VS	URB	21/10/2012	18/06/2013	06/12/2013	02/05/2014
NER2	3,9	Bourail	Nera	Sud	B	davar	aval NERA100	VS	URB	23/10/2012			
NOM1	18	Koumac	Nomac	Nord	C	asconit	NomacF1	VS	AGR	27/10/2012	12/08/2013	24/11/2013	01/04/2014
OUA1	115,9	Koumac	Ouambaye	Nord	B	sln	OUA801	UM	REF	21/11/2012		10/09/2013	
OUA2	82,5	Koumac	Ouambaye	Nord	B	sln	Ouambaye	UM	MIN	21/11/2012		10/09/2013	01/04/2014
PER1	169	Yaté	Creek Pernod	Sud	D	vale-NC	PAPA100	UM	REF	26/10/2012			
POU1	43,7	Pouembout	Pouembout	Nord	G	davar	POUE100	VS	REF	20/10/2012		23/11/2013	15/04/2014
POU2	13,1	Pouembout	Pouembout	Nord	B	davar	aval POUE600	VS	AGR	20/10/2012		23/11/2013	
POU3	4,7	Pouembout	Pouembout	Nord	B	davar	POU800	VS	URB	20/10/2012			
POU8	14	Pouembout	Pouembout	Nord	B	davar	POUE300	VS	AGR		20/07/2013		15/04/2014
POU9	36,1	Pouembout	Pouembout	Nord	B	davar	POUE100	VS	REF		20/07/2013		
RIL1	244,4	Yaté	Rivière des Lacs	Sud	D	vale-NC	1	UM	REF	09/11/2012	12/06/2013	21/11/2013	26/04/2014
RIL2	172	Yaté	Rivière des Lacs	Sud	D	vale-NC	3	UM	REF	09/11/2012	13/06/2013	21/11/2013	27/04/2014
TAD1	18,4	Ouegoa	Tade	Nord	C	asconit	TADE100	VS	TRB	28/10/2012	15/06/2013	24/11/2013	30/04/2014
TAO1	32,2	Tao	Tao	Nord	F	asconit	aval TAO050	VS	REF	17/11/2012	15/06/2013	08/10/2013	29/04/2014
TCH1	28,3	Ponhérihouen	Tchamba	Nord	G	asconit	TCHA150	VS	REF	21/10/2012	14/06/2013	08/12/2013	29/04/2014
TEN0	119,3	Bourail	Tene	Sud	B	davar	aval TENE050	UM	REF		21/07/2013	01/10/2013	01/05/2014
TEN1	105,1	Bourail	Tene	Sud	B	asconit	TENE050	UM	REF	23/10/2012			
TIW0	85,8	Poindimié	Tiwaka	Nord	G	asconit	TIWA200	VS	REF		14/06/2013	07/12/2013	
TIW1	82,5	Poindimié	Tiwaka	Nord	G	asconit	aval TIWA200	VS	REF	21/10/2012	14/06/2013	07/12/2013	29/04/2014
TIW2	14	Poindimié	Tiwaka	Nord	G	asconit	amont TIWA350	VS	TRB	21/10/2012			29/04/2014
TIW3	8,3	Poindimié	Tiwaka	Nord	G	asconit	entre TIWA425 et TIWA450	VS	HAL	21/10/2012	14/06/2013		
TLN1	98,2	Voh	Talea branche Nord	Nord	B	kns	SW011	UM	MIN	19/12/2012	16/06/2013	22/10/2013	17/06/2014
TLN2	115,7	Voh	Talea branche Sud	Nord	B	kns	SW013	UM	MIN	19/12/2012	16/06/2013	22/10/2013	17/06/2014
WAD1	248,4	Yaté	Wadjana	Sud	D	asconit	amont WAJA100R	UM	REF	13/12/2012			
WAD2	153,7	Yaté	Wadjana	Sud	D	asconit	entre WAJA200 et WAJA300	UM	REF	13/12/2012	12/06/2013	21/11/2013	26/04/2014
WAN1	55,5	Houailou	Wanebwayo	Nord	E	sln	WANEBWAYO	UM	MIN	07/12/2012		25/09/2013	05/05/2014
WAO1	40,5	Boulouparis	Wano	Sud	E	sln	WANO aval	UM	MIN	10/12/2012		26/09/2013	10/04/2014
YAH1	162,6	Mont-Dore	Yahoué	Sud	B	asconit	amont YAHOUEC1	VS	REF	07/11/2012	13/06/2013	25/11/2013	02/05/2014
YAH2	7,5	Mont-Dore	Yahoué	Sud	B	asconit	YAO300	VS	URB	07/11/2012	13/06/2013	25/11/2013	02/05/2014

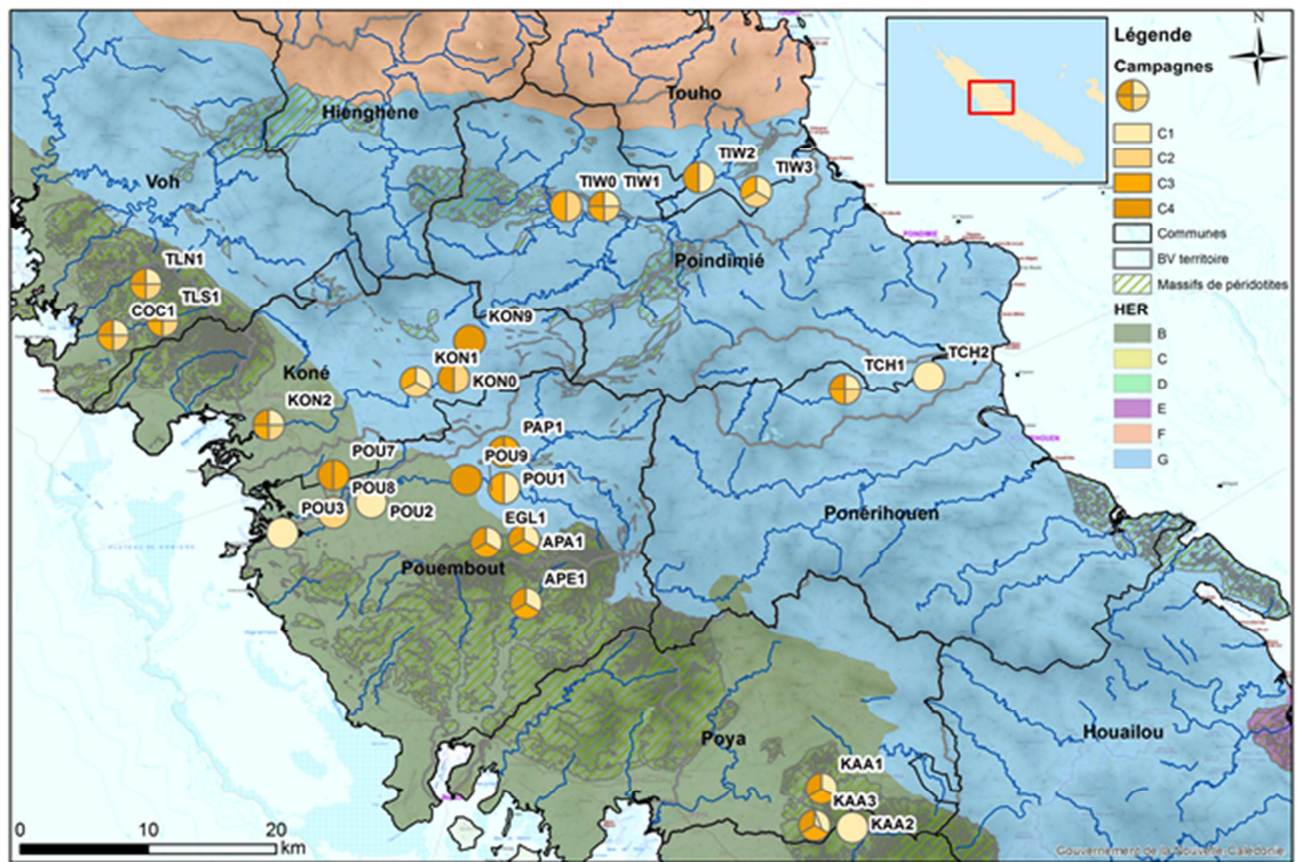
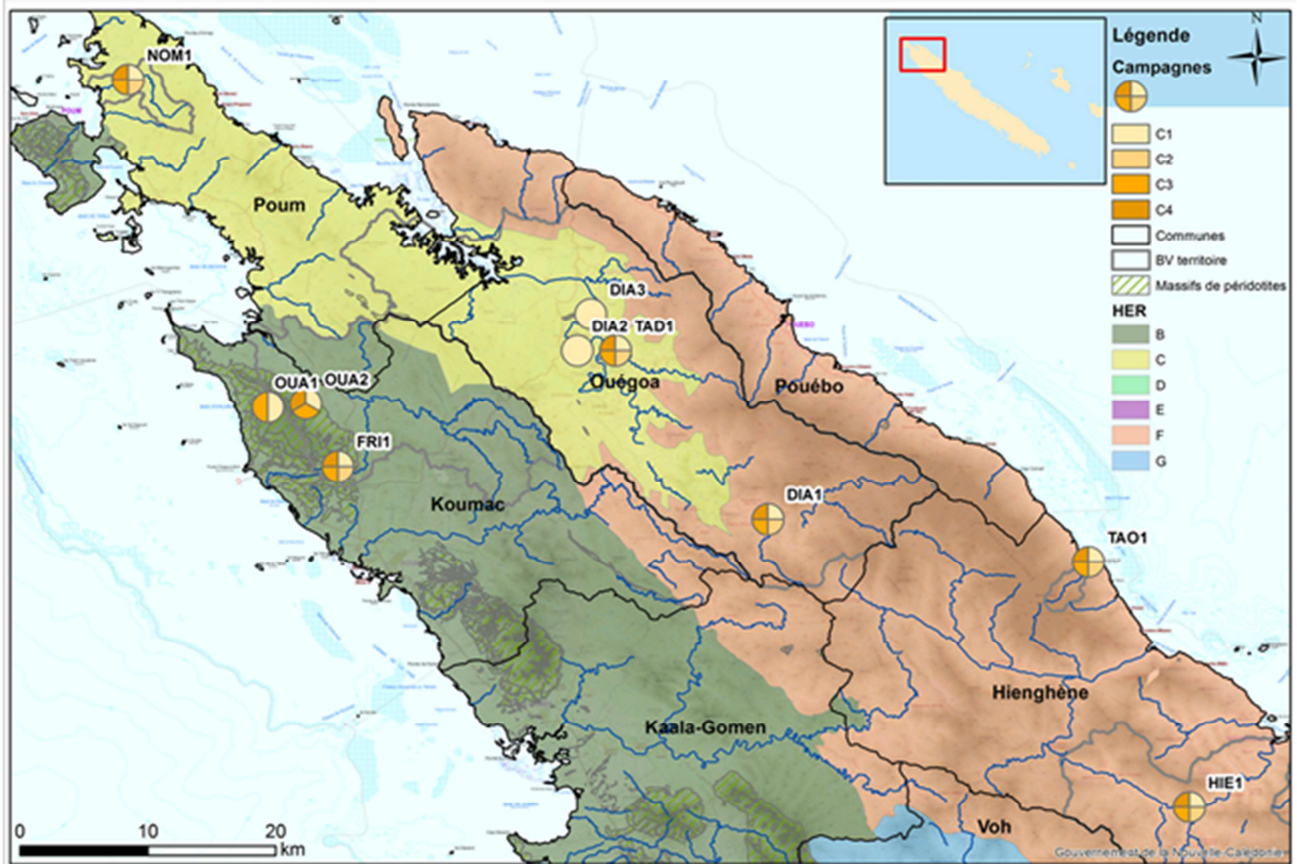


Figure 11 : Réseau de sites d'étude (codes-sites, localisation géographique, campagnes réalisées) sur la moitié Nord de la Grande Terre.

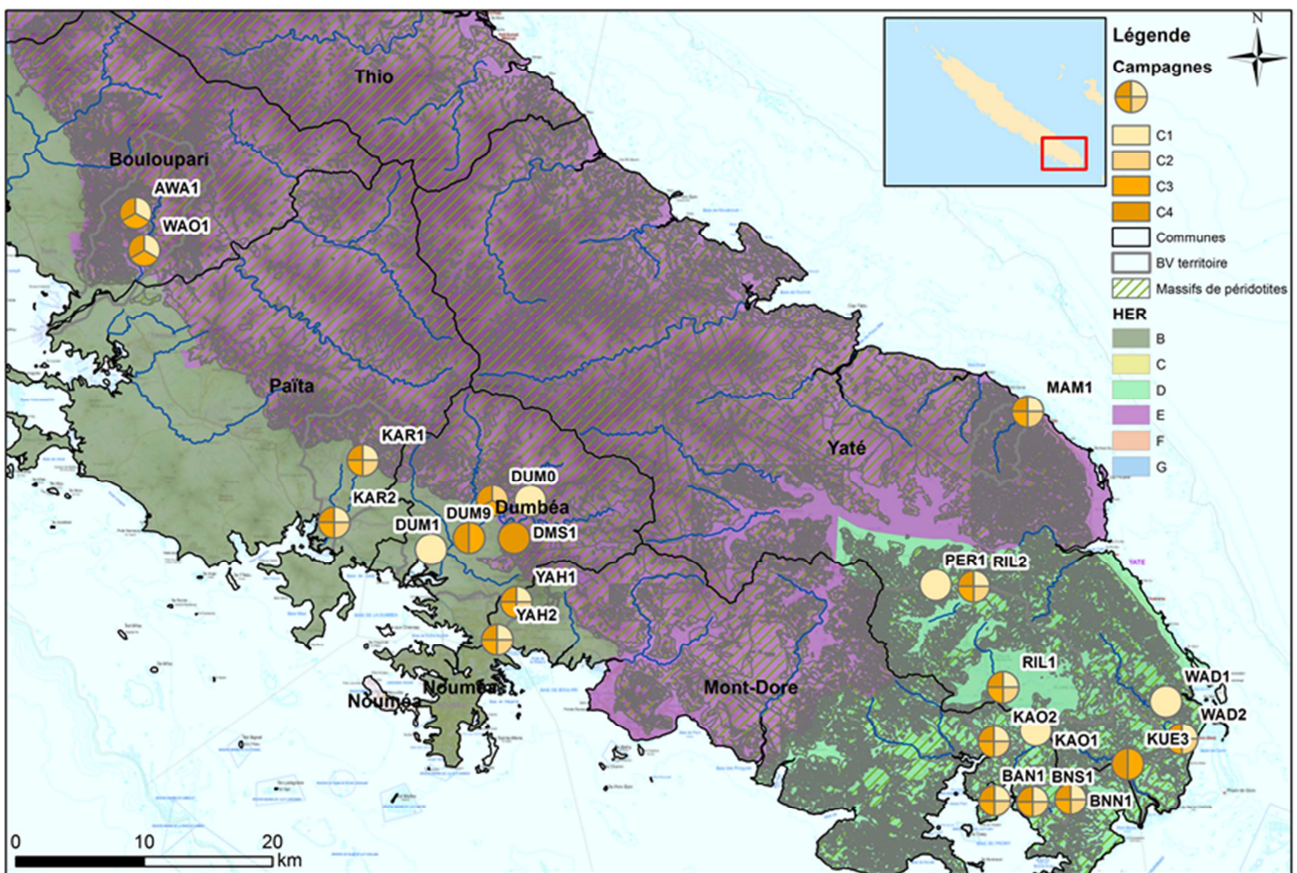
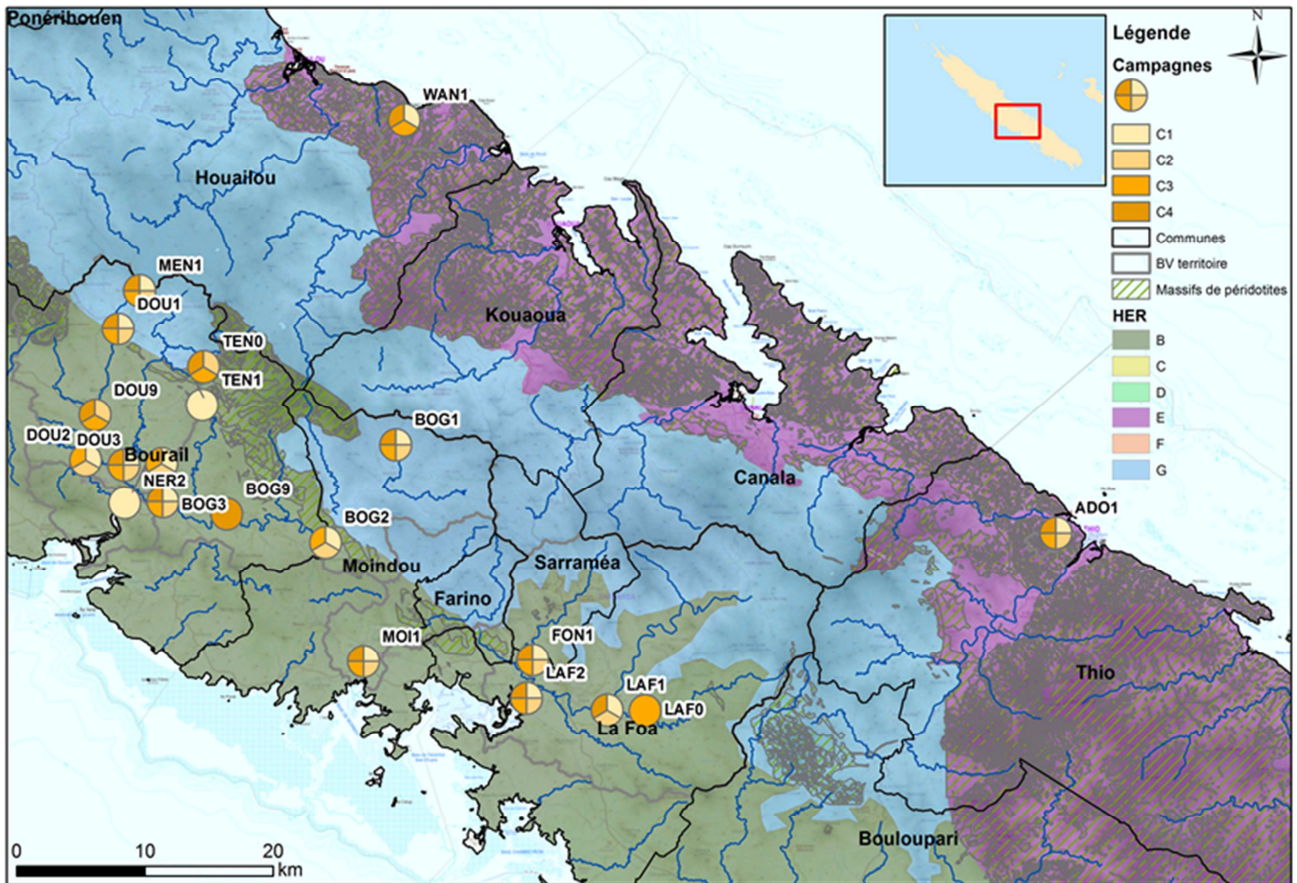


Figure 12 : Réseau de sites d'étude (codes-sites, localisation géographique, campagnes réalisées) sur la moitié Sud de la Grande Terre.

Les raisons ayant pu conduire à ce bilan sont indiquées ci-dessous.

Les prospections et reconnaissances initiales de terrain réalisées lors de la première campagne, qui faisait partie de la phase de faisabilité du programme, ont visé à effectuer un premier repérage d'une liste de sites d'étude possibles et des conditions spécifiques auxquels ils étaient soumis :

- des sites à l'aval de certains cours d'eau, dont le statut vis-à-vis des influences littorales n'était pas encore bien cerné, ont pu être échantillonnés une première fois puis abandonnés lorsque le statut de « station sous influence haline » a pu être confirmé. Cette première prospection a cependant permis de faire les mesures de terrain et les analyses chimiques visant à s'assurer de cet état de fait. Les inventaires de diatomées benthiques réalisés à cette occasion ont permis de repérer certaines espèces typiquement inféodées au milieu littoral, dont la présence dans l'inventaire est manifestement liée aux intrusions halines et en aucun cas à une altération anthropique. Ces espèces ont été répertoriées et décrites comme taxons halophiles, ce qui sera utile aux futurs utilisateurs de la méthode pour les reconnaître, pour cerner d'emblée leur écologie et repérer l'existence d'une influence littorale sur la station,
- l'intention, au départ de la mission de terrain de Nouméa, était de prélever des cours d'eau prédéfinis dans des secteurs prédéfinis, selon un plan d'échantillonnage tenant compte des caractéristiques naturelles des cours d'eau (représentation de toutes les HER de Grande Terre) et des types d'altérations qu'il était convenu de représenter dans notre réseau d'étude. Cependant, la localisation trouvée et échantillonnée à la première mission n'était pas forcément optimale, pour diverses catégories de raisons, et une implantation différente, plus définitive, a pu être adoptée pour la fin du programme lorsqu'une localisation plus adéquate était possible. Ces changements pouvaient selon le cas se justifier par l'aspect perfectible de l'implantation de la station par rapport au faciès local de cette rivière, ou quelquefois par des difficultés inutiles d'accès à la rivière (accès peu pratique empruntant des chemins trop longs et/ou difficilement carrossables, passage malcommode dans une propriété privée, difficultés saisonnières d'accès même en 4X4 etc...),
- repérage de situations très spéciales au hasard de la tournée, pouvant révéler des flores caractéristiques de conditions ou d'altérations particulières.

Pour illustrer ce dernier point, par exemple, un site lentique sur un aval de cours d'eau, sous condition de très faibles débits et de forte accumulation de vases et de débris organiques (Site NOM1, Campagne 1) a révélé une valeur de DBO5 nettement quantifiable et, d'autre part, le plus fort déficit de saturation en O₂ de tout le jeu de données. Ce site, prospecté fin Octobre 2012 en conditions d'étiage très sévère sur le Nord de la Grande Terre, était sous l'effet conjoint d'accumulation de matières organiques naturelles sous conditions de débit et d'oxygénation presque nulles. Bien qu'il ne s'agisse pas là d'une station sous influence d'une altération anthropique caractérisée, ce site a permis de repérer des espèces saprobes de milieux désoxygénés très utiles pour venir appuyer le diagnostic d'altération organique dans les conditions locales de Nouvelle-Calédonie (repérage des espèces saprobes en milieux désoxygénés). Ce site aux conditions écologiques très particulières a été échantillonné une seule fois dans cette première implantation située à l'aval d'une route.

Pour les 3 campagnes suivantes ayant eu lieu sur ce site, le point d'observation a été remonté un peu à l'amont de la route, sur un faciès plus lotique correspondant mieux aux conditions normatives de prélèvement diatomique en cours d'eau...).

Quelques autres sites présentant une situation jugée intéressante au hasard de la route (ex : suspicion de pollution domestique fortement probable...) ont aussi fait l'objet d'un seul prélèvement lors de la première campagne.

Certains sites non prospectés lors de la première campagne ont pu être rajoutés ensuite pour différentes raisons énoncées ci-dessous.

Une complémentation de dispositif sur le même linéaire de cours d'eau a pu être jugée souhaitable pour rendre mieux compte de situations contrastées, pour encadrer une altération anthropique, pour améliorer la caractérisation d'une situation de référence sur un type de cours d'eau, etc... Certaines fois, un exploitant minier n'avait pas encore autorisé explicitement l'accès à ses sites lors de la première campagne (condition obligatoire pour rendre possible la prospection et les échantillonnages de terrain), mais cet accord a été confirmé pour les campagnes suivantes. Enfin, le dispositif de terrain a parfois été complété pour chercher à améliorer la représentativité géographique de la nouvelle méthode diatomique sur toute la Grande Terre (rééquilibrage Sud-Nord, Ouest-Est), ou pour conforter la représentation d'un gradient minier depuis une condition de référence (sur la même rivière ou une rivière très voisine et comparable) jusqu'à un site suspect de fort impact.

Au titre du bilan complet de terrain du présent programme, 225 relevés de terrain différents ont pu être réalisés sur une assise de 78 sites d'étude. Parmi eux, certains ne présentaient pas, au final, un référentiel abiotique + biologique complet pouvant faire l'objet d'une bonne mise en relation « conditions abiotiques – flores ». Ces quelques exceptions ont parfois été liés à un aléa dans la stratégie de subsidiarité mise en place pour la réalisation d'analyses chimiques en complément de celles réalisées dans des réseaux existants, d'autres fois à la non-réalisation de détermination de certains échantillonnages diatomiques en situations spéciales, ou d'une détermination seulement qualitative sans dénombrements (reconnaissance d'espèces), ou enfin à un contenu de prélèvement trop pauvre en matériel biologique qui n'a pas permis la réalisation d'un comptage suffisamment complet au terme de l'examen.

Parmi ces 225 relevés :

- 10 avaient une chimie complète, mais n'avaient pas au final d'inventaire diatomique conforme au cadre normatif (échantillons déterminés à l'espèce avec un effectif cumulé approchant les 500 valves),
- 5 avaient un inventaire diatomique ayant pu faire l'objet d'un dénombrement normal, mais leur caractérisation chimique n'était pas complète ou n'a pas pu être complétée avec fiabilité.

En fin de programme, c'est donc un total de **210 relevés** couplant chimie et échantillonnage biologique, collectés sur **74 sites de terrain différents**, qui a pu être exploitable au final dans le cadre de l'analyse de données.

II.4 Les référentiels de données

II.4.1 Les données abiotiques

II.4.1.1 Données attachées à la station

La plupart des données signalétiques générales attachées à un site, indépendamment de la date d'un relevé donné, ont été décrites au Chapitre II-3 et sont résumées dans le Tableau 1.

II.4.1.2 Données descriptives générales du couple station – date

Une information spécifique au relevé « station – date » est la date de réalisation des observations et échantillonnages de terrain. La date donnée est celle de la collecte des descripteurs d'observation générale de l'hydrosystème, lors du passage sur le site pour la réalisation des opérations de terrain prévues dans le cadre de la campagne de prélèvement.

Lors du prélèvement sont décrites et collectées des variables météorologiques caractéristiques de la station à cette date (type de faciès, classe de caractérisation de l'hydrologie du moment, ombrage du faciès, largeur moyenne du cours d'eau au site, profondeur moyenne des échantillonnages biologiques...). Ces données sont disponibles dans l'Annexe 2 (Tome 2).

II.4.1.3 Données de physico-chimie de terrain

Afin de représenter au mieux les conditions *in situ* représentatives du cours d'eau à la station au moment du prélèvement, les relevés de physico-chimie de terrain ont été systématiquement effectués lors du prélèvement de biofilm.

Le matériel utilisé est le système portatif Hydrolab Quanta, durant la même demi-heure que le prélèvement biologique.

Les données de physico-chimie mesurées sur le terrain sont décrites dans le Tableau 2 ci-dessous :

Tableau 2 : Paramètres de physico-chimie de terrain collectés et unités.

Paramètres	T° eau	pH	Conductivité El.	Teneur en O ₂	Saturation O ₂
Unités	°C	Unités pH (0-14)	µS/cm	mg/l	% saturation

En pratique, la teneur de l'eau en O₂ à saturation est régie de façon importante par la pression atmosphérique et par la température de l'eau, ces 2 variables étant elles-mêmes fortement influencées à la fois par le gradient d'altitude présent en Nouvelle-Calédonie et par la saison.

Cependant, il est important de savoir que la teneur en O₂ dissous à saturation est beaucoup plus élevée pour des eaux froides ou fraîches (pouvant atteindre jusqu'à 10,5 ou 11 mg/l selon taux de saturation atteint) que dans les eaux plus chaudes des cours d'eau de plaine aval (maximum 6,5 ou 7 mg/l). Ce paramètre « Teneur en O₂ », très variable selon l'altitude du site et la température de l'eau, n'est donc que modérément représentatif de la qualité des habitats pour la vie biologique.

La variable la plus porteuse de sens pour la bonne aptitude d'un milieu aquatique à la vie biologique, ainsi que pour rendre compte d'une demande en oxygène en train de s'exercer sur une eau à une température donnée, est le % de saturation en O₂. De ce fait, ce sont surtout les données de **saturation en O₂ (Sat. O₂)** qui ont fait l'objet d'une exploitation et d'une interprétation ultérieures dans les analyses de données.

II.4.1.4 Prélèvements d'eau

Les prélèvements d'eau effectués suivent les recommandations de la norme FD T90-523-1 de Février 2008.

Lorsque le site fait partie du réseau d'étude spécifique au programme, les prélèvements d'eau nécessaires aux analyses chimiques de laboratoire sont aussi réalisés à cette date lors du prélèvement biologique. Si le site fait partie d'un réseau particulier (DAVAR, SLN, KNS, Vale-NC), les prélèvements et analyses classiques de ce réseau sont réalisés selon une logistique indépendante à des intervalles de temps préétablis, et les résultats de chimie retenus sont ceux dont l'échantillonnage a été réalisé à une date la plus proche possible précédant celle de l'échantillonnage biologique. Afin d'éviter une dérive temporelle entre le prélèvement biologique et le prélèvement d'eau, la programmation des tournées de prélèvements biologiques a été effectuée de manière à coller au plus près des tournées des réseaux. En l'occurrence, le partenariat Asconit Consultant - BioeKo a souvent permis la concomitance des prélèvements, puisque le partenaire BioeKo a aussi été le mandataire de nombreuses tournées d'échantillonnage des réseaux en question.

Dans la logique de complémentarité et des conditions budgétaires, le prélèvement d'eau réalisé par notre consortium dans le cadre du programme et à la même date que le prélèvement biologique est utilisé pour analyser quelques paramètres complémentaires nécessaires au programme et non pris en charge classiquement par les autres réseaux (par exemple, la DBO5 ou certaines formes de nutriments ne sont pas suivis par les réseaux miniers). Dans ce cas, la date mentionnée dans le Tableau 1 est celle du prélèvement diatomique et de toutes les opérations de terrain réalisées le même jour.

Les prélèvements d'eau pour analyses dans le cadre du réseau minier sont le plus souvent réalisées à moins de 15 jours d'intervalle et distantes au maximum d'un mois de notre date de prélèvement biologique. Après conservation des échantillons à 4 °C, les analyses chimiques de laboratoire interviennent dans les jours suivants, et pas nécessairement exactement à la même date selon les paramètres analysés.

Devant cette relative diversité de situations par rapport au(x) prélèvement(s) d'eau sur le terrain et aux dates exactes d'analyse chimique selon le réseau d'origine et selon les paramètres, c'est donc la date d'échantillonnage de terrain de l'inventaire diatomique donné qui est utilisée en référence pour les analyses de données portant sur le couple « inventaire diatomique – données couplées de physico-chimie et de chimie ».

II.4.1.5 Laboratoires d'analyse

Les analyses physico-chimiques ont pu être réalisées par 5 laboratoires différents selon le réseau auquel la station prélevée appartient et les paramètres analysés (Tableau 3). Ces données ont été conservées dans le référentiel de données de chimie du programme. Les méthodes d'analyse et les limites de quantification de chaque laboratoire et pour chaque paramètre sont résumées en Annexe 3 (Tome 2).

Tableau 3 : Réseaux de prélèvement et laboratoires d'analyses correspondants.

Réseau d'appartenance de la station	Laboratoire d'analyse
Asconit Consultants/BioeKo	Laboratoire des moyens analytiques de l'IRD Nouméa et CDE
DAVAR	CDE ou LAB'EAU
SLN	CDE
KNS	Aquanord (dépendance CDE)
Vale NC	Vale NC ou CDE ou LAB'EAU

II.4.1.6 Données de chimie liées au substrat

Ces paramètres sont essentiellement liés aux conditions naturelles environnantes, en particulier à la nature des substrats géologiques présents dans le bassin versant considéré. Les valeurs élevées de certains d'entre eux (élévation conjointe du Na, du Cl, du K, du SO₄) sont révélatrices d'une influence haline littorale avec intrusion d'eaux salées dans le chenal du secteur aval des cours d'eau. Par ailleurs, dans le contexte de la Nouvelle-Calédonie, une augmentation exagérée des teneurs en certains métaux lourds (Ni, Cr, Mn...) et/ou de forts symptômes de colmatage du fond du cours d'eau par des particules fines latéritiques peuvent être révélateurs d'impacts miniers liés à l'exploitation des péridotites et/ou à l'extraction du nickel.

Ces paramètres sont les suivants :

- **Calcium (Ca⁺⁺)** : issu du lessivage des roches sédimentaires calcaires ou de formations métamorphiques liées à la transformation par la chaleur et la pression de formations calcaires (par exemple les roches schisteuses), sa concentration est variable selon la nature du terrain traversé. Il est très présent sur les Iles Loyauté, d'origine corallienne récifale, mais beaucoup moins sur la Grande Terre. Les substrats les plus riches en calcium sont trouvés dans la partie Nord de l'île, à savoir pour les cours d'eau issus de l'HER C : «Collines schisteuses de la Pointe Nord » et de l'HER F : «Massif du Mont Panié», elle aussi de nature schisteuse. Par contre, la concentration en calcium est particulièrement basse sur les terrains ultramafiques et notamment sur tout le Sud de la Grande Terre.

- **Magnésium (Mg⁺⁺)** : de manière assez classique au niveau mondial, il est présent en assez fortes teneurs et associé au calcium dans les roches sédimentaires calcaires (HER C et F précitées, situées sur la partie Nord de la Grande Terre). Spécificité calédonienne, il est aussi fortement présent dans des formations de surface issues du manteau terrestre, qui affleurent dans l'HER E « Substrats Ultramafiques». Dans ce contexte géologique bien spécifique, les péridotites, roches basiques et riches en magnésium mais par contre, presque totalement dépourvues de calcium, produisent une hydrochimie des cours d'eau très particulière à l'échelle mondiale, ou sont observées des flores diatomiques très originales et particulièrement marquées d'endémisme.

Les formations ultramafiques sont aussi associées à de fortes teneurs naturelles des roches en nickel, c'est donc au sein de ces formations que se déploie l'activité d'extraction du minerai de nickel, très importante pour l'économie locale.

- **Dureté totale** : sur le plan général, c'est un indicateur plus particulièrement influencé par la teneur en cations calcium et magnésium. En Nouvelle-Calédonie, le rapport calcium sur magnésium est très faible sur les sols ultramafiques, procurant un référentiel de dureté bien spécifique essentiellement influencé par les teneurs en Mg.

- **Chlorures, Sodium (Cl^- , Na^+)** : Naturellement présents à des teneurs modestes dans différents substrats géologiques, ces ions constituent de bons descripteurs des influences halines à proximité du littoral. Une forte concentration de Na ou de Cl peut aussi indiquer une pollution par des eaux usées domestiques (sels régénérants) ou des usages chimiques ou industriels.

- **Sulfates** : souvent d'origine naturelle, ils caractérisent une nature géologique régionale des terrains traversés par le cours d'eau. Ils sont directement présents à l'état naturel dans certains vertisols¹ calédoniens (Podwojewski 1988). Ils sont aussi générés par l'oxydation de sulfures présents dans les sols, roches et sédiments. Ils peuvent accompagner certains effluents anthropiques plutôt sous influence de pollutions chimiques, domestiques et/ou minières (usage d'acide sulfurique). Les teneurs les plus importantes, en conjonction avec Na, Cl, K, sont le signe manifeste d'une intrusion d'eaux marines.

- **Potassium (K^+)** : sa source naturelle principale est l'altération météoritique des roches contenant du potassium, comme le feldspath. Le potassium accompagne des rejets organiques domestiques ou d'élevage, et peut aussi être signe de pollution diffuse en liaison avec la fertilisation potassique des parcelles agricoles. Sa teneur est relativement élevée en mer par rapport aux eaux de rivières, les fortes teneurs conjointes à celles de Na, de Cl et de SO_4 sont le signe d'intrusions halines littorales.

- **Aluminium, Nickel, Chrome, Cobalt, Fer, ...** : ces micropolluants métalliques (entre autres) peuvent se trouver, en solution ou complexés, dans les environnements naturels et anthropisés de Nouvelle-Calédonie. Le cortège de métaux trouvés localement, particulier selon les substrats géologiques du bassin versant, contribue à sélectionner des assemblages diatomiques typiques adaptés à l'hydrochimie locale (on peut notamment citer les flores ultramafiques liées aux substrats de péridotites).

La spéciation des métaux, qui peut notamment varier selon le pH de l'eau et le potentiel redox intra-sédimentaire dans le lit du cours d'eau, influence leur biodisponibilité. L'action de l'homme peut exercer une action à deux niveaux :

- Elle peut augmenter les flux dissous et particulaires de métaux, par diverses actions mécaniques génératrices d'érosion, par la création et l'exploitation de voiries spécifiques à l'activité minière, par les transports de matériaux, par les lavages d'engins de transport, par les déplacements et stockages de « stériles » dans des vallons pentus exposés à des épisodes de pluies tropicales ;
- elle peut aussi influencer sur l'effet toxique entraîné par ces métaux sur le milieu, certaines pratiques liées à l'exploitation minière pouvant entraîner des répercussions sur les conditions physico-chimiques locales et sur la spéciation des métaux.

¹ Sols riches en argile de type smectite, anciennement appelés « argile noire tropicale ».

Même si des teneurs non-négligeables de ces micropolluants sont trouvées dans des conditions parfaitement naturelles de Nouvelle-Calédonie, les pratiques humaines liées à l'activité minière directe et au génie civil qui y est lié conduisent de façon certaine à une forte augmentation des flux de micropolluants métalliques par rapport au bruit de fond géochimique. Elles génèrent aussi un risque important de changement de forme chimique des métaux (spéciation) et de renforcement de leur effet toxique dans les milieux impactés, par rapport au contexte naturel de ces zones à périodites.

Le présent programme a intégré une démarche spécifique en vue de répondre à cette problématique locale de surveillance des risques liés à l'activité minière : outre l'utilisation classique du maillon diatomique pour l'évaluation de l'état écologique **sur le plan de l'enrichissement trophique** (voir indices diatomiques IPS et IBD en métropole, IDR à la Réunion, IDA aux Antilles, parmi une longue liste d'indices diatomiques européens et mondiaux), un volet de recherche-développement plus original et innovant vise à évaluer les **altérations de l'état écologique causées par les pratiques minières** (génération de flux accrus de MES et d'impacts toxiques liés à la présence de micropolluants métalliques) à partir de **modifications induites sur la composition multispécifique des communautés diatomiques**.

- **Silicium (Si)** : le silicium se trouve sous forme H_4SiO_4 , c'est une espèce dissoute neutre. Sa solubilité dépend du pH en milieu basique. Les sols ultramafiques sont très pauvres en silicium qui entre dans la composition de la paroi des diatomées. Cependant, les eaux des nappes et leur écoulement en surface sont concentrés en silicium. Dans la littérature, il n'a pas été mis en évidence de concentrations limitantes en Nouvelle-Calédonie par les précédentes recherches (Moser 1999).

- **Titre Alcalimétrique Complet** : le TAC (ou alcalinité totale) représente un dosage regroupé des carbonates, des bicarbonates et des hydroxydes. Les ions hydroxydes n'étant pas dosables seuls, il n'est pas possible de boucler un bilan analytique basé sur le cumul des espèces ioniques alcalinisantes dosées une par une, d'où le recours à un dosage titrimétrique global par déversement d'acide à la burette jusqu'au virage d'un indicateur coloré en conditions acides. Le TAC présente une relation quasi-linéaire avec le cumul (hydrogénocarbonates + carbonates), paramètres hydrochimiques influençant le plus fortement l'alcalinité d'une eau naturelle de surface (hors contexte bien spécifique des sources thermales). Les hydrogénocarbonates sont très largement majoritaires dans la plupart des eaux naturelles. Les carbonates CO_3^{2-} ne commencent à apparaître qu'à des pH élevés ($> 8,3$), dans des eaux étant arrivées à saturation en hydrogénocarbonates $H_2CO_3^*$ et HCO_3^- . C'est leur présence en excès qui provoque des précipitations de calcite et le phénomène des eaux pétrifiantes dans des contextes très fortement carbonatés (à noter que ce phénomène n'est jamais rencontré dans les contextes géochimiques de la Grande Terre).

Pour résumer, le TAC est un indicateur de conditions chimiques naturelles représentant bien le gradient géochimique, sous influence de la nature du substrat géologique, entre des eaux peu minéralisées et acides à faible conductivité électrique et des eaux très minéralisées et plutôt basiques. Le positionnement dans ce gradient provoque des basculements typologiques des communautés diatomiques naturelles, depuis des flores acidobiontes typiques d'eaux à faible conductivité électrique et acides jusqu'à des flores alcaliphiles qui se complaisent dans des eaux fortement minéralisées et alcalines. A noter que les plus fortes valeurs de TAC peuvent caractériser des sites sous influence d'entrées halines littorales.

Dans d'autres contextes subissant une forte pression de rejets anthropiques, des valeurs anormalement fortes peuvent rendre compte des effets d'une forte altération

chimique anthropique alcalinisante (rejets basiques de certaines STEP, d'industries chimiques et agro-alimentaires...).

II.4.1.7 Données de chimie liées à l'enrichissement trophique

Les paramètres qui suivent peuvent subir une certaine variabilité selon le niveau trophique naturel de l'hydrosystème concerné et le contexte hydrologique et saisonnier du moment, mais l'action de l'homme exerce une incidence déterminante sur leur évolution à moyen-long terme (eutrophisation) et sur l'atteinte de hautes valeurs dans les milieux aquatiques.

Les activités anthropiques génératrices de nutriments sont par exemple les fertilisations des parcelles agricoles, les pollutions domestiques et d'élevage, les rejets de STEP et d'industries agro-alimentaires... L'atteinte de valeurs élevées est un signe indiscutable d'enrichissement du milieu sous l'influence d'altérations anthropiques. Le compartiment diatomique des cours d'eau est un maillon biologique performant pour évaluer ce type de pollution.

- **DBO₅ (mg(O₂)/l)** : la Demande Biologique en Oxygène, mesure la quantité d'oxygène consommée durant une incubation de 5 jours à 20 °C par les micro-organismes pour oxyder la matière organique. C'est donc une estimation de la **quantité de matière organique biodégradable**. Ce paramètre est souvent révélateur d'une altération anthropique par l'enrichissement du milieu en matières organiques. Les diatomées répondent bien aux différentes concentrations en matière organique, et ont pu être réparties en 5 classes selon leur affinité à la matière organique (Van Dam et al., 1994).

- **DCO (mg(O₂)/l)** : la Demande Chimique en Oxygène mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique contenue dans un échantillon, y compris la plus réfractaire, c'est-à-dire non biodégradable. Cela consiste en une oxydation chimique de l'échantillon. C'est donc une mesure très en rapport avec la **matière organique totale de l'échantillon d'eau**, qu'elle soit biodégradable (valeur de DBO₅) ou réfractaire à la dégradation biologique.

- **Azote Kjeldahl (NKJ)** : il désigne la totalité de l'azote organique contenu dans une eau, incrémenté de l'azote ammoniacal (NKJ = N organique + N ammoniacal). Des valeurs élevées témoignent de **rejets organiques excessifs**, d'anaérobiose du milieu ou encore de présence de matières toxiques, ces 2 derniers phénomènes bloquant les processus d'oxydation de la matière organique. Malheureusement, dans ce programme, ce paramètre n'a pas été assez systématiquement analysé alors qu'il est le plus représentatif de la composante azotée de pollutions organiques. A défaut, c'est le paramètre ci-dessous (Ammonium), adjoint à la DBO₅, qui a été utilisé dans le but de formaliser le gradient de pollution organique. En effet, l'ammonification de l'azote organique (sous l'action de flores bactériennes ammonifiantes) est la première évolution de forme de l'azote organique déversé dans un hydrosystème.

- **Ammonium (NH₄⁺)** : l'azote réduit soluble se retrouve sous 2 formes: l'ion ammonium (NH₄⁺) et la forme non dissociée, en milieu basique, l'ammoniaque (NH₃). Cette dernière forme, peu soluble, se retrouve alors à l'état gazeux (l'ammoniac) et, est toxique pour les poissons. De plus, l'oxydation *in situ* de l'ammonium et son évolution ultime vers la forme nitrate consomme de l'oxygène et abaisse la concentration en O₂ du milieu.

L'ammonium, issu des phénomènes d'ammonification (dégradation) de la matière organique (aval d'élevages ou de stations d'épuration) ou de lixiviation d'engrais agricoles ammoniacaux, est un témoin d'altération anthropique.

- **Nitrates (NO_3^-)** : Les nitrates constituent un indicateur indéniable d'altération anthropique. Forme la plus oxydée de l'azote minéral, ils marquent la forme terminale de l'azote issu de la minéralisation des matières organiques fermentescibles (type effluents organiques, rejets de STEP, rejets d'élevage, rejets domestiques diffus...). C'est pourquoi on en trouve des quantités en accroissement vers l'aval des bassins versants.

Outre cette source provenant de la minéralisation complète de matières organiques azotées au long des bassins versants, des apports directs sur les parcelles agricoles dans une optique de fertilisation azotée (épandage de nitrates, d'ammonitrate, d'apports organiques de type fumier et lisier) contribuent aussi de façon importante aux quantités trouvées dans les eaux. Lorsqu'ils sont absolument seuls, les nitrates exercent un impact relativement modeste sur la plupart des maillons biologiques des cours d'eau, qui se renforce cependant dès que d'autres stressseurs (ammonium, ou orthophosphates, ou demande en oxygène) viennent agir de façon cumulative. De plus, du fait du cadre normatif en place pour la potabilisation de l'eau, les nitrates constituent un critère de déclassement pour cet usage. Les diatomées répondent à la pression en nutriments azotés. Ainsi, les espèces Ouest-Européennes faisant notamment partie de la flore des Pays-Bas ont pu être affectées dans 7 classes de N-trophie en fonction de leurs affinités avec les nitrates et avec les autres formes de l'azote (Van Dam et al., 1994).

- **Nitrites (NO_2^-)** : forme transitoire entre NH_4^+ et NO_3^- lors du phénomène de nitrification, c'est un indicateur de l'intensité de minéralisation des matières organiques fermentescibles. Très toxique pour les poissons, cette espèce, relativement instable et fugace, se trouve normalement en concentration peu élevée dans l'eau.

- **Azote (N) total dissous** : c'est l'ensemble de l'azote organique et minéral dissous (ce dernier incluant l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates).

- **Phosphore Total Dissous** : il comprend les molécules de phosphates minéraux (orthophosphates et polyphosphates) et les phosphates organiques. Ce descripteur a peu d'intérêt dans un contexte d'eau douce, ou il est très redondant avec les orthophosphates.

Il aurait mieux valu analyser le phosphore total sur eaux brutes, dont la partie non soluble serait reliée à du phosphore particulaire porté par les MES, donc représentative d'une altération anthropique génératrice de MES (qu'il s'agisse de l'érosion liée à des pratiques agricoles de type travail du sol, d'impacts terrigènes liés à des activités minières ou à des travaux de génie civil).

- **Orthophosphates (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-})** : ce sont des sels minéraux de l'acide phosphorique (H_3PO_4), ils sont issus de la dégradation des phosphates par les bactéries. En l'absence d'anthropisation, les concentrations sont très faibles et liées à la biogéochimie du sol. Généralement, en concentrations limitantes, ils sont très vite assimilés par les végétaux et peuvent donc passer relativement inaperçus, en bouffées relativement instantanées et fugaces susceptibles d'échapper à la stratégie temporelle d'échantillonnage, alors que le milieu est déjà sous influence de phénomènes d'eutrophisation.

La source principale d'orthophosphates est liée aux effluents domestiques (détergents, eaux usées), aux eaux usées d'élevage et à la lixiviation (moins forte que pour les

nitrate) des engrais phosphatés. Les diatomées répondent de façon très sensible à ce paramètre, cf. classification de trophie proposée par (Van Dam et al., 1994), qui revêt classiquement une importance déterminante dans le processus d'eutrophisation des cours d'eau et des plans d'eau.

- **MES (mg/l)** : les Matières En Suspension comprennent les matières minérales et organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Elles circulent sous forme de particules fines véhiculées par la colonne d'eau. Influencées par le régime pluviométrique et hydrologique, leurs concentrations varient avec les saisons. Elles peuvent rendre compte d'une altération liée à l'érosion d'origine anthropique (sols cultivés, origine minière, travaux publics...).

II.4.1.8 Référentiels abiotiques : bilan, résolution des problèmes

Dans un souci de synergie et d'économie globale de moyens, la partie de suivi abiotique de ce programme a été raisonnée en complément de suivis de chimie existants (notamment réseaux de suivi mis en place par les intervenants miniers), l'inconvénient étant qu'il était plus difficile d'adapter une organisation complémentaire qu'une prise en charge systématique des prélèvements et analyses d'eau nécessaires.

Le manque occasionnel d'un résultat analytique pour certains paramètres à une date, ou encore la présence d'informations non-numériques dans certaines cases de résultats analytiques (du type « résultat inférieur au Seuil de Détection de la méthode » (<SD), ou « résultat inférieur au Seuil de Quantification de la méthode » (<SQ) a dû être comblé.

En effet, dans notre démarche, beaucoup d'analyses de données utilisées font intervenir des techniques statistiques descriptives visant à mettre en correspondance et/ou en relation une composition d'assemblage diatomique avec les conditions locales de la colonne d'eau dans le même créneau temporel. Cette mise en correspondance est indispensable pour pouvoir décrire l'écologie spécifique de ces espèces et assemblages calédoniens fortement méconnus jusqu'alors, et pour pouvoir repérer les **assemblages-types retrouvés sous l'influence des différents contextes naturels** de la Grande Terre. D'autre part, dans l'optique de créer un nouvel indice diatomique adapté au contexte local, cette mise en correspondance est tout aussi incontournable pour pouvoir repérer **la sensibilité ou la tolérance à la pollution des espèces** sous l'influence des **gradients d'altération anthropique** repérés localement, paramètre par paramètre.

Mais malheureusement, ces analyses de données descriptives ne s'accommodent pas de contenus de cases vides, au risque d'éliminer complètement chaque relevé biologique pour lequel une donnée abiotique à cette même date serait manquante ou non numérique. En effet, compte-tenu du très lourd investissement humain réalisé pour **reconnaître et compter les diatomées à l'espèce dans ce nouveau contexte biogéographique**, ce qui constitue la partie la plus innovante et à la plus forte valeur ajoutée de ce programme, il aurait été inacceptable de perdre chaque doublet de données et chaque relevé biologique concerné par ce type de problème.

Il a donc fallu avoir recours lorsque c'était possible à une expertise spécifique pour compléter une donnée manquante ou non-numérique sur tel site à telle date, en ne biaisant pas le résultat final de l'analyse de données.

Cela a été fait en s'appuyant chaque fois que possible sur une autre donnée de l'étude acquise sur ce même site à une date différente mais dans les mêmes conditions saisonnières et hydrologiques, et/ou sur des référentiels externes produits de façon régulière ou à une date la plus proche possible sur le même site par un autre réseau (voir par exemple les réseaux d'exploitants miniers...).

L'absence de données numériques dans une case a pu correspondre à plusieurs cas de figure :

- Certains manques ont pu être liés au fait que l'assortiment de paramètres analytiques pris en compte dans certains réseaux pouvait être un peu différent selon le réseau, et qu'il était difficile de faire analyser ensuite un seul paramètre manquant au coup par coup, en fonction des listes spécifiques de méthodes analytiques mobilisées par chaque laboratoire et de leur capacité de réalisation analytique du moment (voir opérations de prélèvements sous condition d'autorisation minière ou d'accès à une propriété privée, souvent décidées en contexte temporel tendu dès l'obtention de l'autorisation, et capacité d'anticipation limitée difficilement compatible avec le plan de charge du moment au niveau des laboratoires). De ce fait, certains paramètres complets (ex : azote Kjeldahl, pourtant très intéressant pour rendre compte de la partie azotée de pollutions organiques...) ont été trop souvent manquants pour pouvoir être complétés de façon fiable et n'ont pas pu faire l'objet d'une exploitation directe dans les analyses de données.
- Outre cet abandon complet de paramètres trop lacunaires pour être valablement complétés, des problèmes plus occasionnels ou ponctuels, comme un problème de disponibilité de laboratoire pour un seul paramètre à une date, la perte d'un échantillon analytique, la casse accidentelle d'un flacon, un problème analytique rencontré sur un paramètre à une date et signalé dans le compte-rendu d'analyse, ou un résultat analytique aberrant (résultant par exemple d'une erreur d'unité, ou donnant un ordre de grandeur impossible sur ce paramètre compte-tenu de l'information donnée par d'autres descripteurs plus globalisants) ont pu conduire à un nombre modéré de manques de données exploitables. Ces lacunes plus ponctuelles ont été résolues par le biais d'une expertise conjointe et consensuelle croisant le point de vue de scientifiques des 2 organismes co-contractants, en s'appuyant chaque fois que possible sur une autre donnée de la même étude acquise sur ce site à une date différente, après s'être assurés de la similitude des conditions saisonnières et hydrologiques, ou à défaut sur des référentiels externes produits de façon régulière au même site par d'autres réseaux (voir par exemple les réseaux d'exploitants miniers...).
- Enfin, un assez grand nombre de résultats analytiques obtenus, notamment pour les teneurs en nutriments ou la DBO5 en contexte de référence, sont des données non quantifiées exprimés selon le cas en [$<SD$], c'est-à-dire [inférieur au Seuil de Détection], ce qui signifie que la méthode analytique utilisée ne donne aucun signal de réponse, ou en ($< SQ$), c'est-à-dire [inférieur au Seuil de Quantification], ce qui signifie que la méthode donne éventuellement un signal, mais trop faible et ne rentrant pas encore dans la gamme où elle a été validée pour garantir une mesure de signal réellement quantitative. Lorsque les 2 seuils peuvent être formulés selon le cas sur un même paramètre, le seuil de détection est inférieur au seuil de quantification.

Les analyses multivariées ne sont pas en mesure d'interpréter de tels contenus non numériques dans des cases de la matrice de données, qui sont assimilés à

des données manquantes et feraient ainsi perdre presque tous les relevés biologiques disponibles. De façon conforme à la pratique déployée antérieurement dans des programmes DOM en pareil cas, il a été décidé de résoudre cette difficulté en appliquant, selon le contenu non-numérique de la case de résultat, la valeur [Seuil de Détection/2] ou la valeur [Seuil de Quantification/2], en utilisant les seuils analytiques annoncés par le laboratoire ayant réalisé l'analyse. Cette pratique a l'avantage de résoudre ce problème de données non-numériques tout en respectant un gradient logique de grandeurs croissantes entre SD/2, SQ/2 et les valeurs les plus basses réellement quantifiées (= SQ).

La base de données abiotiques ainsi consolidée a permis de renseigner **210 couples « relevés chimiques-relevés diatomiques » complets**. Elle a ensuite été utilisée pour réaliser :

- les analyses descriptives permettant d'étudier les données et la structure des gradients chimiques représentés au plan local,
- la démarche de mise au point du nouvel indice diatomique, l'IDNC.

II.4.2 Les données biologiques (assemblages diatomiques)

II.4.2.1 Collecte de terrain

La méthode de prélèvement de terrain a été réalisée la plupart du temps dans le respect de la norme AFNOR (NF T 90-354) « Échantillonnage, traitement et analyse de diatomées benthiques en cours d'eau et plans d'eau » qui, en résumé, vise à produire un échantillonnage représentatif des diatomées benthiques sur un faciès lotique de cours d'eau, hors contexte de perturbation pluviométrique ou hydrologique récente.

De manière générale, les prélèvements diatomiques ont été effectués à l'aide d'une brosse à dents neuve. La face supérieure des substrats à échantillonner est frottée au-dessus d'une bassine, comme illustré par la Figure 13, préalablement rincée énergiquement dans l'eau de la rivière afin de la débarrasser d'un maximum de contamination diatomique exogène.

La récolte sous forme de "jus" est récupérée dans un pilulier à double capsule neuf, soigneusement étiqueté avec le nom de la station, la date et l'heure de prélèvement. L'échantillon récolté, une fois transféré dans son pilulier, a été fixé au formol neutralisé (à 35%) pour un volume d'environ 10% de celui de l'échantillon (soit 7 à 10 ml), afin d'éviter toute évolution hétérotrophe ultérieure de l'échantillon (attaques fermentaires bactériennes ou fongiques...) et d'assurer sa bonne conservation dans le temps. Les piluliers contenant les échantillons diatomiques formolés ont pour l'instant été conservés et archivés sur place en Nouvelle-Calédonie par le Bureau d'Etude BIOEKO.

Pendant la présence sur le terrain, la station et les conditions naturelles du moment (faciès de prélèvement, vitesse du courant, caractéristiques de la colonne d'eau, degré d'ombrage, etc...) sont décrites en renseignant la fiche station. Les coordonnées GPS sont aussi relevées la station est prise en photo (amont, aval, zone de prélèvement).

Cependant, par rapport à ce protocole normatif qui vise surtout à garantir une pratique et une acquisition standardisée dans le cadre de réseaux de surveillance de routine, quelques adaptations ont pu être apportées pour tenir compte du contexte local et d'objectifs propres au programme scientifique.



Figure 13 : Brossage des substrats à la brosse à dents et récupération du biofilm.

En conditions métropolitaines normales, une surface minimale de 100 cm², correspondant à au moins 5 pierres, doit être échantillonnée sur un transect de radier, sous réserve que la récolte de biofilm soit suffisante. Dans ce programme, il a été pris le parti d'augmenter la pression d'échantillonnage du fait de contextes particuliers (zone ultramafique) à faible niveau trophique et faible productivité de biofilm, mais aussi pour sécuriser l'échantillonnage et le rendre suffisant à coup sûr pour le partage de récolte entre différentes parties prenantes impliquées ensuite dans la détermination taxonomique. Il a donc été collecté plus de surface de biofilm, sur un nombre plus élevé de substrats durs, que strictement nécessaire pour la mise en œuvre d'une évaluation diatomique routinière par un seul intervenant dans le cadre d'un réseau de surveillance. Cependant, cette augmentation de la pression d'échantillonnage ne peut que conduire à une stabilisation du contenu de l'échantillon et à une amélioration de sa représentativité stationnelle. Pour apporter une réponse à une question du Conseil Scientifique de l'OEIL, une fois cet échantillon composite récolté, la pression de comptage réalisée sur chaque relevé a été la même (voir un peu plus loin).

Il a parfois été pris le parti de venir représenter des conditions très locales utiles pour la détection de flores particulières nettement marquées par l'altération (par exemple, prélèvement juste dans le panache d'un rejet de STEP, prélèvement en contexte lentique avec accumulation de matériel végétal fermentescible (feuilles), en situation de courant insignifiant et de contexte hypoxique).

Dans ces cas particuliers qui ne correspondent pas au contexte normatif de mise en application de la DCE en Europe, le but recherché n'était pas de déterminer un état écologique représentatif d'un tronçon de rivière, mais d'associer de la façon la plus étroite possible une altération marquée, même si très localisée, et les flores locales spécifiques qui y sont adaptées, dans le souci d'inclure ces flores indicatrices dans le nouvel indice diatomique et d'en améliorer la sensibilité et la performance.

II.4.2.2 Traitement des échantillons, préparation des lames

Le traitement des échantillons et le montage des lames d'observation ont été réalisés selon la norme NF T 90-354.

L'identification des diatomées étant basée sur l'examen microscopique des frustules siliceux, les échantillons sont traités à l'eau oxygénée H₂O₂ bouillante (30 %), afin d'éliminer la matière organique contenue dans l'échantillon et l'intérieur des cellules de diatomées (le protoplasme), et à l'acide chlorhydrique (élimination des carbonates).

Ce dernier traitement n'a pas été systématique dans la mesure où les carbonates sont rares en Nouvelle-Calédonie, en particulier dans les eaux superficielles des terrains ultramafiques. Il n'a donc pas été nécessaire sur les prélèvements effectués dans de telles zones. Après décantation, les culots obtenus sont ensuite rincés par 4 cycles de lavage/décantation à l'eau distillée pour enlever toute trace d'acide et d'eau oxygénée. Après déshydratation sur lamelle, une partie du culot est montée entre lame et lamelle dans une résine réfringente, le Naphrax (Northern Biological Supplies Ltd, Angleterre - Indice de réfraction = 1,74).

II.4.2.3 Observation et inventaire des diatomées

Les valves sont comptées et déterminées au niveau spécifique ou infraspécifique, en microscopie photonique au grossissement x 1000 (microscope Olympus BX53).

Le microscope utilisé dans le cadre du programme était équipé du contraste interférentiel différentiel (DIC). Cette technique d'éclairage permet une meilleure visualisation des petites espèces et des détails des ornementsations. Le microscope est équipé d'un appareil photographique (Canon EOS 550D) permettant la prise de vue des champs observés à l'aide du logiciel EOS Utility. Les iconographies optiques collectées, ainsi que d'autres acquises au microscope électronique à balayage, constituent le matériel de base nécessaire à la réalisation de fiches-taxons dans le guide taxonomique.

Un comptage par champ de microscope (voir **Figure 14**) est effectué sur 400 valves minimum (recommandation normative) afin de dresser un inventaire taxonomique. Les résultats sont exprimés par l'abondance relative (en ‰) de chaque taxon. Dans le cas de la Nouvelle-Calédonie comme pour les DOM tropicaux précédents, il a été jugé nécessaire d'augmenter la pression d'observation pour la porter à un effectif-cible atteignant 500 valves par échantillon. Depuis, cette augmentation de pression de comptage spécifique DOM-TOM a d'ailleurs été incorporée dans la révision de cette norme AFNOR datée d'Avril 2016 (version actuellement en vigueur).

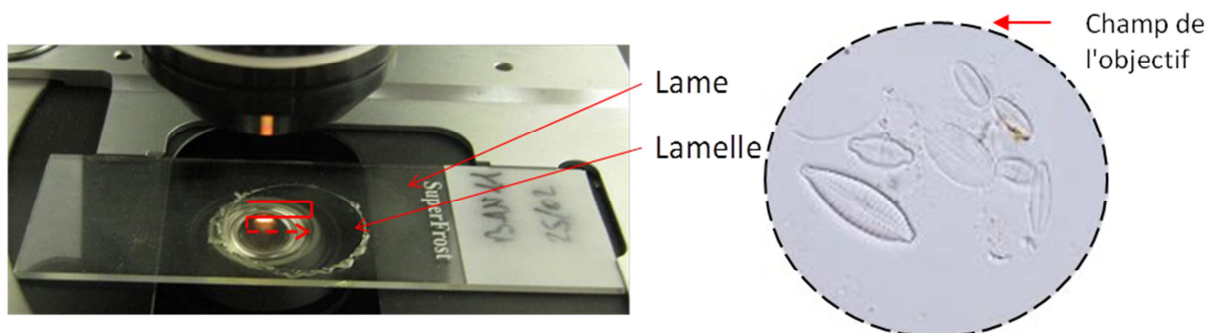


Figure 14 : Balayage par transects sous le microscope et illustration d'un champ d'objectif.

L'identification des diatomées est soumise à un biais de l'opérateur pour des formes proches, ainsi qu'à l'attribution éventuelle de noms différents pour le même taxon s'il existe des homonymies dans la base de données.

Afin de s'affranchir de cet inconvénient gênant ensuite pour l'analyse de données (avec une incidence directe sur l'assise des profils écologiques des espèces ainsi déclinées sous 2 noms différents), en fin d'étude et avant lancement des analyses de données finales, il a été consacré un effort de travail spécifique pour repérer et résoudre ces doublons.

Les déterminations ont fait l'objet de confrontation de points de vue entre plusieurs taxonomistes, le doctorant Julien Marquié, M. Michel Coste (Irstea, spécialiste international des diatomées) et Mme. Florence Peres (ex-ASCONIT, expert diatomées) aujourd'hui remplacée par Mme Estelle Lefrançois (ASCONIT, expert diatomées). Pour certains taxons, il a également été fait appel à l'expertise externe de René Le Cohu (Université Paul Sabatier Toulouse, UMR ECOLAB).

II.4.2.4 Bilan et caractéristiques du jeu de données diatomiques

Au total, dans le cadre de cette étude 215 relevés diatomiques ont fait l'objet de déterminations et de comptage. Mais au final, 5 d'entre eux n'ont pas pu bénéficier au de données de chimie suffisamment complètes à mettre en correspondance. Le jeu de données biologiques analysé, portant sur 210 relevés complets, contenait au total **494 codes-taxons différents** (voir Annexe 4 et Annexe 5, Tome 2).

Sur le plan quantitatif global, cette biodiversité diatomique repérée pendant le programme Nouvelle-Calédonie est du même ordre de grandeur que pour les listes de taxons recensés lors d'autres programmes d'étude menés antérieurement sur les cours d'eau de DOM français îliens (Réunion, Antilles).

Afin de mieux approcher le nombre total de taxons réellement reconnus à l'espèce dans le Programme Nouvelle-Calédonie, il a cependant fallu toiletter un peu la liste, qui contenait quelques informations hétérogènes par rapport à ce niveau de résolution taxonomique-cible :

- **Un code « fourre-tout » unique XXXX** a été utilisé pour le comptage de 23 valves de taxons non-identifiés (ni à l'espèce, ni au genre), représentant 12 taxons différents et de 1 à 6 valves au maximum dans un relevé individuel (effectif complètement marginal par rapport à l'assise du jeu de données diatomiques de l'étude). Ces taxons ne présente qu'un faible intérêt pratique, notamment pour la bioindication, et la très faible plus-value envisageable ne justifie pas de très lourdes recherches bibliographiques, éventuellement stériles (si endémisme), pour essayer de nommer plus avant ces taxons avec une très faible fiabilité. En effet, l'effectif observé par taxon et par station-type n'est pas suffisant pour établir une diagnose de taxon. Ces taxons complètement marginaux ont été comptés sous un unique code taxon fourre-tout XXXX et font l'objet d'une information descriptive alphanumérique en remarque sur les relevés ou ils ont été observés.
- **16 codes de genres** ont été utilisés pour déterminer au genre des taxons non-reconnus à la résolution taxonomique supérieure de l'espèce (ADCS = *Achnantheidium* sp., 42 valves ; ADSP = *Adlafia* sp., 40 valves ; ATCS = *Actinocyclus* sp., 88 valves ; BRCS = *Brachysira* sp., 20 valves ; ENSP = *Encyonema* sp., 96 valves ; EOSP = *Eolimna* sp., 7 valves ; EUNS = *Eunotia* sp., 227 valves ; FALS = *Fallacia* sp., 22 valves, FRAS = *Fragilaria* sp., 15 valves ; FRSP = *Frustulia* sp., 6 valves ; GOMS = *Gomphonema* sp., 279 valves ; KOBS = *Kobayasiella* sp., 52 valves ; NASP = *Navicula* sp., 35 valves ; NUPS = *Nupela* sp., 9 valves ; NZSS = *Nitzschia* sp., 93 valves ; PINS = *Pinnularia* sp., 9 valves).

L'effectif cumulé de ces taxons identifiés au genre (en tout 1 040 valves, que l'on peut cumuler avec les 23 valves de taxons XXXX précédents), représente un effectif cumulé de 1 063 valves au total pour les 210 relevés diatomiques exploités, l'effectif moyen par relevé de l'étude étant de 512 valves (soit un pourcentage de moins de 1 % de l'assise des inventaires en effectif total cumulé, qui compte 110 124 valves).

L'information écologique représentée par ces unités taxonomiques globalisantes, au demeurant imprécises par rapport à la signification écologique qu'elles pourraient revêtir, est négligeable par rapport au temps qu'il aurait fallu pour des déterminations à l'espèce et par rapport à une utilisation pratique en bio-indication.

Quelques codes ont été affectés au recensement de taxons présentant des **déformations tératologiques**. Le logiciel Omnidia propose en effet des codes spécifiques à la détermination d'une forme tératologique mais pour certaines espèces ou certains genres seulement. Sinon, un code par défaut désigne toute forme déformée (codée DEFO). D'une part, les codes correspondant à une espèce tératologique identifiée à l'espèce ont été rapportés à la même espèce, signifiant que bien qu'affectés d'une déformation, les effectifs de valves déformées appartiennent à la même espèce.

D'autre part, les codes impossibles à rapporter à une espèce précise (3 codes genres tératologiques : ENCT = *Encyonema* sp. forme tératologique, GOMT = *Gomphonema* sp. forme tératologique, NIZT = *Nitzschia* sp. forme tératologique) ont été regroupés sous le code DEFO.

En tenant compte de ces quelques particularités, en ne prenant pas en compte le code DEFO, qui a été cependant maintenu dans la liste des abréviations taxonomiques pour tenir compte des observations de formes tératologiques non identifiées à l'espèce, et après regroupements de synonymes, ce sont en tout **466 taxons différents** qui ont été reconnus et identifiés au niveau de l'espèce au cours de l'actuel programme Nouvelle-Calédonie.

Pour mémoire, ce score de biodiversité est d'un ordre de grandeur tout-à-fait comparable à celui observé aux Antilles (où **512 taxons vrais** ont pu être identifiés en regroupant la flore de la Martinique et la Guadeloupe), et un peu plus important que celui recensé à la Réunion (**343 taxons vrais**), dans le contexte d'une île sensiblement plus petite, jeune à l'échelle des temps géologiques, que l'origine volcanique a fait s'édifier et émerger au milieu de l'Océan Indien dans un contexte plutôt isolé du reste du monde, hors archipel des Mascareignes.

Le Tableau 4 ci-dessous résume les données de taxonomie de cette étude.

Tableau 4 : Degré de détermination taxinomique des espèces de l'étude Nouvelle-Calédonie.

Nb total de codes taxons utilisés dans les inventaires	Nb de codes taxons redondants (taxons non identifiés à l'espèce + formes tératologiques)	Nb de taxons vrais utilisés en vue des analyses	Nb de taxons répertoriés d'après la littérature	Nb de taxons non déterminées d'après les données de la littérature (Espèces sous N°)
494	28	466	435	31

Le travail réalisé pendant le présent programme a constitué un bon compromis à la jonction entre le domaine scientifique et les applications opérationnelles. Sur le plan taxonomique, dans notre jeu de données d'étude, il a été possible d'identifier **466 espèces différentes**. Parmi elles, **435 avaient déjà été répertoriées**, soit dans la bibliographie mondiale, soit dans certains échantillonnages locaux collectés à l'occasion des quelques missions historiques d'inventaire scientifique réalisées sur place par le passé. Par contre, **31 nouvelles espèces**, la plupart probablement endémiques, n'avaient encore jamais été référencées. Elles ont cependant pu être reconnues et comptées en tant qu'espèces particulières, au moyen d'un code à 4 caractères utilisant des lettres pour leur attribuer un nom de genre, suivies d'1 à 2 chiffres permettant de les identifier et de les compter au niveau de l'espèce. Au final, ce programme a permis de réaliser de nouvelles investigations de nature taxonomique (Le Cohu et al., 2017) ; (Marquié et al., accepted 2018). Il a d'autre part permis de formaliser une connaissance totalement nouvelle sur les préférences auto-écologiques des espèces trouvées localement (paramètres abiotiques naturels, paramètres associés à des usages et à des altérations anthropiques). Enfin, il a permis la mise au point et la diffusion d'un nouvel outil efficient d'appui à la surveillance des cours d'eau locaux s'appuyant sur le maillon des diatomées benthiques, très utile sur le plan sociétal et patrimonial.

Il convient en effet de rappeler qu'avant le début de réalisation de ce programme, aucun scientifique ou acteur sociétal, au niveau mondial comme au niveau local, n'était capable de déterminer les assemblages diatomiques locaux en routine, de leur affecter les préférences écologiques adéquates et de les utiliser pour le diagnostic opérationnel des conditions écologiques et du degré d'altération anthropique des cours d'eau, ce qui va maintenant pouvoir passer rapidement dans la pratique routinière des réseaux de surveillance.

III. DEMARCHE GENERALE D'ANALYSES BIOMATHEMATIQUES

La démarche générale d'analyse exploratoire des données, illustrée Figure 15 a suivi à peu près le même cadre conceptuel et méthodologique que celle qui a été déroulée il y a quelques années pour le développement de 2 nouveaux indices diatomiques DOM, l'IDR à la Réunion (2014) et l'IDA aux Antilles (2013) :

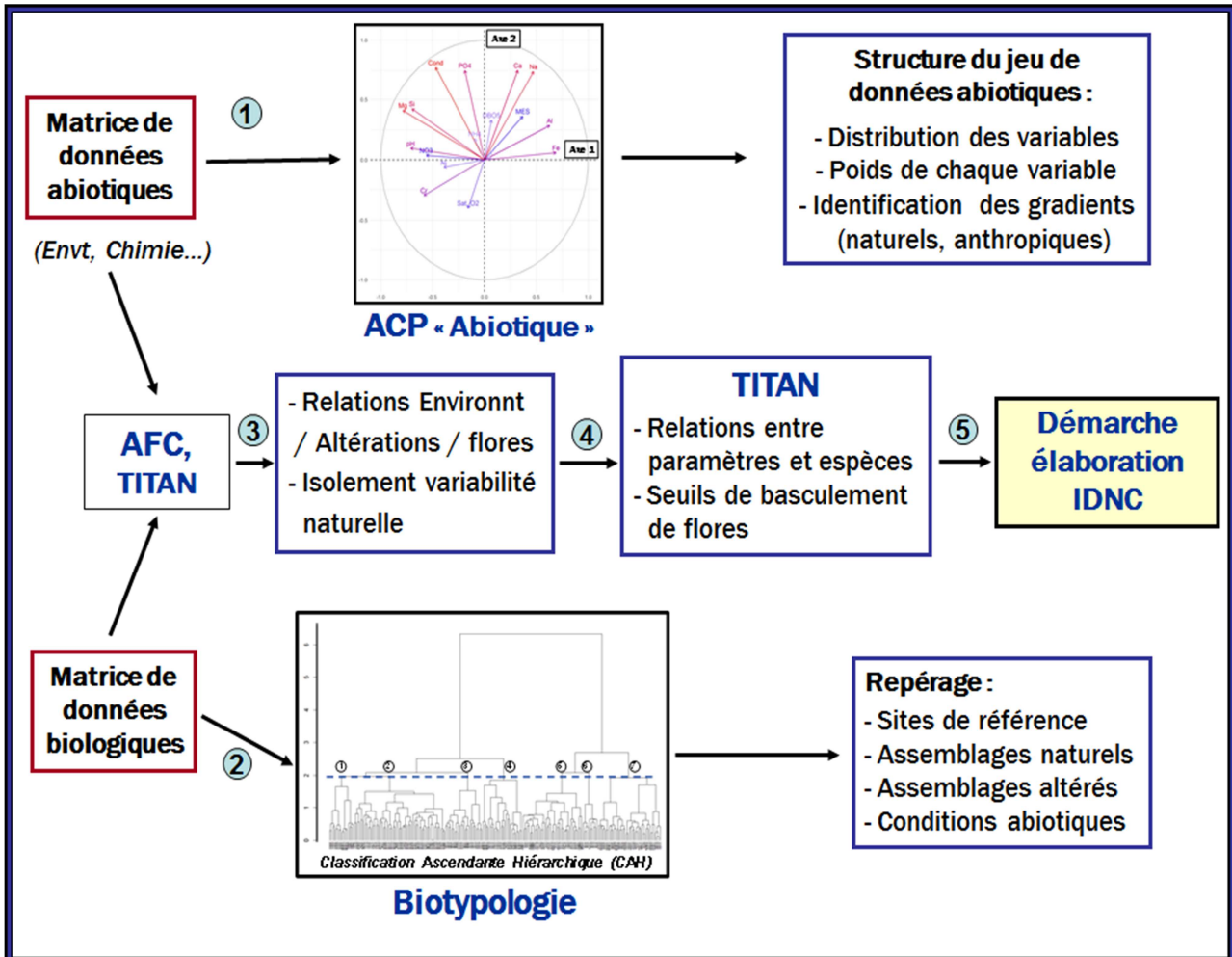


Figure 15 : Analyses exploratoires réalisées sur les jeux de données abiotiques et diatomiques de Nouvelle-Calédonie.

Etape 1 : 2 Analyses en Composantes Principales (ACP), ont été réalisées sur le jeu de données abiotiques pour étudier la structure des données et pour repérer les gradients physico-chimiques et hydrochimiques présents en Nouvelle-Calédonie. Une première analyse complète, réalisée sur données centrées-réduites mais sans aucune autre transformation, a permis d'étudier la totalité des gradients abiotiques présents et les sites présentant une chimie caractéristique ou extrême (par exemple les sites littoraux sous influence haline...). Les fortes redondances entre certains paramètres abiotiques ayant été repérées, une deuxième ACP plus « réduite » (suppression de quelques descripteurs redondants) et utilisant la méthode de Yeo-Johnson pour re-normaliser la distribution de certaines variables qui le nécessitaient, a permis ensuite d'affiner les analyses en améliorant notamment l'information relative à des sites à positionnement plus intermédiaire.

Etape 2 : une biotypologie des communautés diatomiques réalisées à l'aide d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sur l'assise totale de relevés exprimés en abondances relatives, a permis de repérer les principaux types de communautés diatomiques. Le rapprochement des biotypes et des box-plots de variables environnementales externes correspondantes a permis de comprendre les préférences écologiques de ces communautés. Le niveau de coupe finalement retenu, aux limites de nos possibilités de différenciation écologique, définit 7 clusters correspondant à 7 types de communautés diatomiques (également appelées biotypes diatomiques). Les premiers clusters qui se déterminent dans l'arbre sont surtout structurés par des environnements naturels aux conditions hydrochimiques différentes (substrats volcano-sédimentaires *versus* substrats ultramafiques), d'autres englobent à la fois des relevés de sites de référence et des relevés subissant déjà une altération non-négligeable, mais n'étant pas encore suffisante pour provoquer un basculement typologique de la flore. C'est le cas de 2 biotypes à l'intérieur desquels une pression de sélection très structurante a été exercée par une pression anthropique notable (respectivement, une très forte pollution de STEP et une influence nette d'altérations minières), entraînant une subdivision en 2 sous-biotypes, l'un naturel, l'autre anthropisé, qui ne se seraient isolés qu'avec un niveau de coupe nettement plus détaillé.

Etape 3 et Etape 4 : Deux démarches indépendantes, à savoir une Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) d'une part, et l'utilisation de l'outil TITAN (Baker et King 2010) d'autre part, ont permis de mieux étudier l'influence des facteurs de forçage environnementaux et anthropiques sur les assemblages biologiques en fonction de la composition des inventaires et des données de physico-chimie disponibles. Au final, les résultats de l'AFC ont seulement servi à conforter les éléments d'interprétation de l'arbre de classification et à mieux asseoir la trame abiotique naturelle permettant d'évaluer judicieusement les sites, illustrant par exemple de façon nette que l'HER B était un ensemble hétérogène en fonction des éventuelles influences hydrochimiques provenant de l'amont. Cela a conduit à la subdiviser pour l'évaluation en tenant compte de la présence ou de l'absence d'influences ultramafiques amont sur la structuration des flores locales. L'effet individuel de chaque descripteur abiotique associé à une altération anthropique a ensuite été étudié sous TITAN et a permis de repérer le positionnement et la typicité de partition de chaque espèce diatomique ayant passé les seuils de sélection indiciaire dans le gradient en question.

Etape 5 : Les valeurs de paramètres repérées sous TITAN pour provoquer un basculement de flore et les listes de taxons d'alerte repérés par paramètre d'altération ont ensuite été mobilisées dans la présente phase, qui concerne la mise au point de l'IDNC proprement dit.

La Figure 16 illustre la **démarche spécifique qui a conduit à l'élaboration de l'IDNC (Etape 5** de notre démarche), à savoir la mise au point de différentes métriques d'anthropisation, puis le choix du principe d'agrégation le plus convenable par grand type de pollution afin d'évaluer de façon adéquate l'État Écologique du site en fonction des résultats des relevés biologiques obtenus.

Par opposition à la phase d'étude exploratoire des données présentée en Figure 15, qui a suivi une démarche relativement analogue à d'autres démarches antérieurement menées dans des contextes Outre-Mer globalement similaires sur le plan de leurs conditions naturelles (c.a.d. contexte îliens à reliefs prononcés sous climatologie tropicale), la **technique utilisée pour mettre au point le nouvel IDNC** a été bien spécifique à la Nouvelle-Calédonie et plus innovante :

- par le recours à des **outils biomathématiques différents** dans la démarche visant à établir les métriques d'altération, à repérer les valeurs clés de basculement des communautés et à s'appuyer dessus pour la définition de la liste d'espèces retenues comme taxons d'alerte (utilisation de l'outil TITAN, Baker et King 2010),
- par une **construction de l'indice sur une base multimétrique** : en effet, dans la présente démarche, des **taxons d'alerte** ont été repérés et sélectionnés séparément pour la bioindication des effets de **chaque paramètre d'altération anthropique** (pour mémoire les indices DOM précédemment mis au point avaient été construits sur un **gradient composite** de toutes les altérations anthropiques),
- par la prise en compte d'un groupe de métriques biologiques répondant à un **enrichissement trophique** d'une part, et d'un autre groupe de métriques répondant plus spécifiquement à la détection des **altérations d'origine minière**.

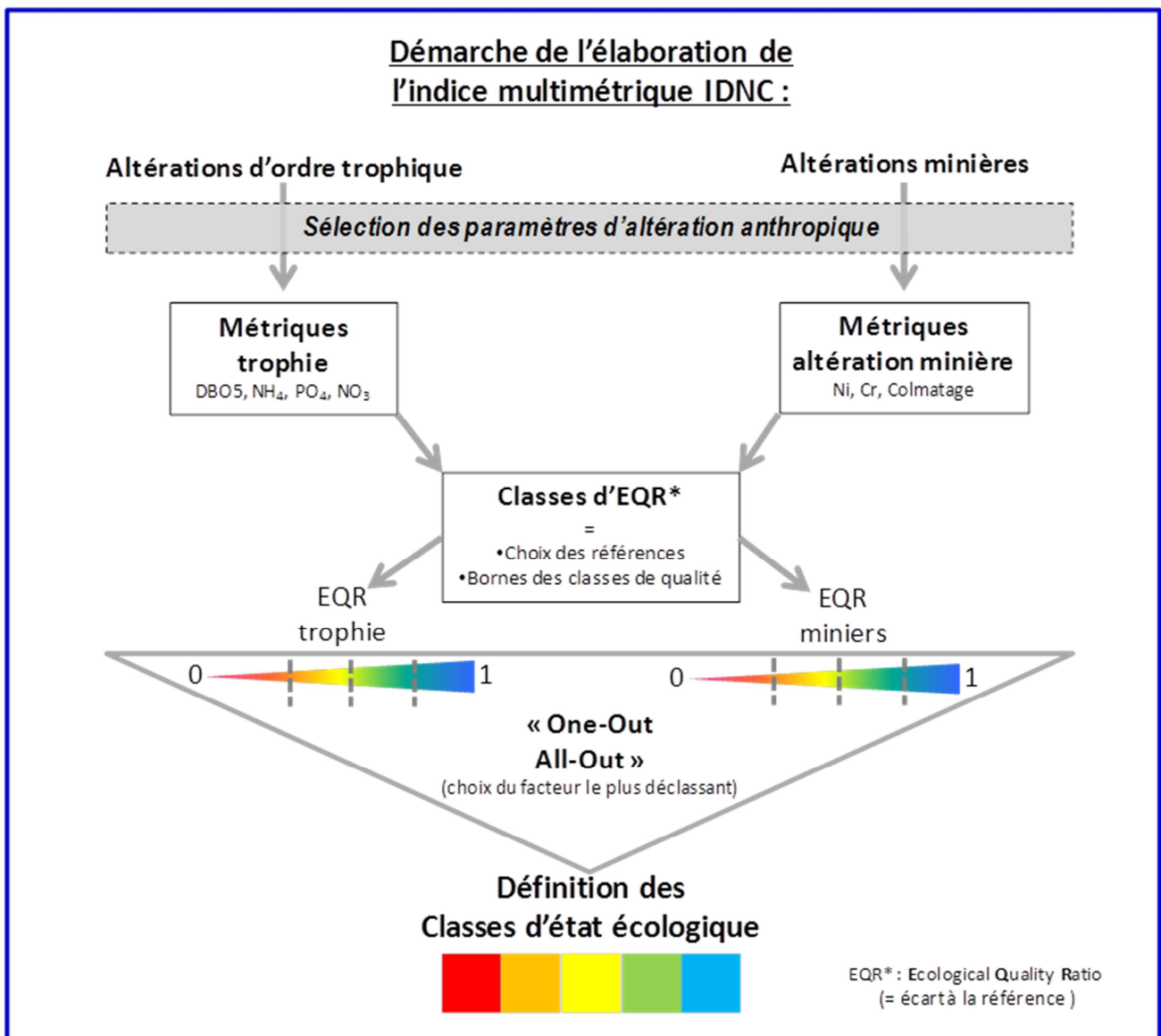


Figure 16 : Démarche générale d'élaboration du nouvel indice multimétrique (IDNC).

Ce dernier aspect est innovant pour un indice diatomique, y compris au niveau mondial. En effet, si des impacts toxiques ont déjà pu être évalués avec succès par des

diatomées benthiques, c'est le plus souvent sur la base de biomarqueurs ou de descripteurs écotoxicologiques mesurés sur une population d'espèce pure exposée à un ou des toxiques donnés dans un cadre expérimental, et beaucoup plus occasionnellement dans des conditions directes d'évaluation ou de diagnostic *in situ*.

Une publication récente (Larras, F. et al, 2017) a utilisé un outil de modélisation à base de random forests pour calculer une probabilité d'altération toxique significative sur les assemblages de diatomées de France métropolitaine détenus dans des jeux de données historiques des réseaux de surveillance, en utilisant des traits spécifiques intégrés au niveau des communautés pour typifier les ensembles naturels et pour bâtir des métriques de diagnostic. Ce modèle, tout en restant perfectible sur le plan de son pouvoir de discrimination, a donné des résultats jugés intéressants sur l'évaluation de probabilité d'impact toxique. Cependant, il n'utilise pas la composition spécifique détaillée des communautés à l'espèce, mais les traits qui les caractérisent. D'autre part, il serait plus à classer à la rubrique des outils de diagnostic qu'à celle d'un outil de bio-indication phytocénotique permettant d'évaluer l'état écologique. De toute façon, en Nouvelle-Calédonie, la connaissance des espèces est encore beaucoup trop récente pour avoir eu le temps de renseigner diverses bibliothèques d'attributs des espèces, sachant que certaines viennent tout juste d'être découvertes et que beaucoup d'entre elles n'ont encore jamais fait l'objet d'observation *in vivo*, étape souvent indispensable pour bien caractériser et classer diverses catégories de traits. L'approche méthodologique qui précède, quel que puisse être son intérêt, n'y serait donc pas transférable dans l'immédiat.

Si beaucoup d'indices diatomiques élaborés en France, en Europe et dans le monde (c.f. métriques et indices calculables dans OMNIDA, dont les contenus ont été grandement importés ou conçus, programmés et régulièrement mis à jour par Michel COSTE, basé dans notre équipe de recherche à Irstea Bordeaux) prennent en charge de façon efficiente l'évaluation d'enrichissements organiques ou trophiques des milieux aquatiques, à notre connaissance, l'IDNC serait donc le premier indice diatomique s'appuyant sur la composition spécifique d'une communauté diatomique, exprimée en abondances relatives des taxons à l'espèce, permettant d'évaluer l'état écologique de cours d'eau en faisant une place aussi large à l'évaluation d'altérations minières (aspects toxiques, aspects de colmatage...).

La démarche utilisée pour élaborer l'IDNC (Figure 16) se base sur les taxons les plus révélateurs de l'altération provoquée par un paramètre hydrochimique donné, dont le gradient est sous influence directe d'un type particulier d'altération anthropique. L'utilisation de l'outil TITAN donne une indication sur l'aspect structurant du paramètre, mais aussi sur le seuil de basculement depuis une communauté naturelle jusqu'à une communauté impactée par ce paramètre (notion de shift dans la structure de la communauté).

Ainsi, 4 métriques ont été combinées, selon les modalités indiquées dans la partie gauche de cette figure, afin d'évaluer les effets d'altérations anthropiques provoquant un **enrichissement organique et trophique** des milieux aquatiques. Ces pollutions sont le plus souvent liées aux pollutions domestiques, urbaines, de STEP, aux activités agricoles et d'élevage, ou causées par des industries agro-alimentaires.

L'évaluation des sites par rapport à ces pollutions est calée par des grilles d'évaluation s'appuyant sur la trame des environnements naturels locaux (HER), et l'état écologique résultant de cette combinaison de 4 descripteurs se base sur la moyenne des états évalués par les différents descripteurs, selon la hiérarchie d'agrégation indiquée dans la

figure (2 descripteurs NH_4 et DBO_5 étant au préalable agrégés dans une métrique d'altération organique).

La partie droite de la figure représente la façon d'élaborer l'évaluation des **impacts d'activités minières**, où 2 descripteurs représentent le gradient de métaux lourds dissous transitant dans les cours d'eau, et une troisième métrique rend compte du degré d'altération particulière (intensité du colmatage latéritique qui s'exerce dans les cours d'eau sous l'influence d'activités de type minier s'exerçant sur le bassin versant à l'amont du site d'observation). L'agrégation de ces métriques se fait là aussi sur la base de la moyenne des métriques concernées par un niveau d'agrégation. Par contre, l'évaluation par rapport à un niveau naturel de référence ne se fait pas à tout coup par rapport à l'implantation géographique du site dans l'une des HER définies en Nouvelle-Calédonie, mais en tenant compte du contexte géochimique rencontrée sur le bassin versant amont du cours d'eau, avec une dichotomie simple d'appartenance au contexte ultramafique (UM) ou volcano-sédimentaire (VS).

L'état diatomique trophique est assez représentatif d'un état trophique intégré de la colonne d'eau sur la durée de colonisation du biofilm (de l'ordre d'1 à 2 ou 3 mois, selon grande zone climatique et saison). Par contre, les problèmes sur le biote occasionnés par les activités minières sont plus liés à des perturbations « événementielles », qu'il s'agisse de pollutions accidentelles liées à un incident rencontré au cours des process liés à l'exploitation minière elle-même, ou à l'intervention d'évènements climatiques et hydrologiques entraînant ou amplifiant une perturbation (événements de type crue, dont les effets de la perturbation physique sur le biote sont amplifiés par des entraînements de particules fines latéritiques, par le colmatage du fond du cours d'eau et des substrats, ainsi que par une augmentation des teneurs en métaux lourds dissous (Ni, Cr...) pouvant entraîner des épisodes de toxicité aiguë.

La bio-indication diatomique envisagée ici rend donc compte de l'effet de facteurs d'altération différents, qui se placent dans des échelles temporelles différentes pour les événements déclencheurs et pour la réponse intégrative des organismes biologiques. D'autre part, certains problèmes diagnostiqués seront plutôt liés à une exposition relativement chronique (c'est le cas de l'enrichissement des milieux en nutriments), d'autres sont plus susceptibles d'intervenir sur le mode aigu (c'est par exemple le cas pour les pics toxiques de métaux dissous, pour des pics de flux de latérites, qui peuvent ne pas se passer du tout en saison sèche et marquer très fortement une rivière sur un épisode temporel favorable au déclenchement de flux intenses).

Compte-tenu de ces grandes différences au niveau de la dynamique déclenchante et au niveau de l'expression de symptômes sur le biote, il a été choisi, à la fin du processus d'évaluation, d'agrèger l'état obtenu par l'évaluation trophique et celui obtenu au niveau de l'évaluation d'impacts minières **selon le principe du « One Out - All Out »**, souvent préconisé par la DCE pour renforcer l'effet protecteur de l'évaluation sur les milieux (on retient le plus mauvais des 2 états comme l'état écologique du site à la date donnée).

IV. ANALYSES EXPLORATOIRES DES REFERENTIELS DE NOUVELLE-CALEDONIE

IV.1 Réalisation d'une analyse exploratoire du jeu de données abiotiques global (ACP complète)

IV.1.1 Objectifs de cette analyse, particularités de mise en œuvre

A partir de la base de données abiotiques de l'étude, les 210 relevés (site X date) complets de Nouvelle-Calédonie qu'il était possible de coupler avec un relevé biologique ont été utilisés pour examiner :

- a) les gradients physico-chimiques et chimiques présents,
- b) les grands traits de structuration du jeu de données exercées par les facteurs naturels d'une part, par les facteurs anthropiques d'autre part,
- c) les descripteurs abiotiques qui présentent une forte autocorrélation, afin d'expertiser s'il existe des raisons déterministes sous-jacentes, ou simplement fortuites, de ces coévolutions, et afin de **réduire le nombre de descripteurs** sur la base des vraies redondances entre variables.

Cette simplification a servi de base à une 2ème ACP, dite « ACP restreinte », développée au Chapitre IV-2, qui étudie plus avant les particularités de structuration du jeu de données locales et de positionnement des sites dans les gradients abiotiques.

L'ACP complète a mobilisé les 25 descripteurs abiotiques dont les référentiels acquis suite à l'étude étaient complets, soit 24 descripteurs directs et un descripteur résultant d'un post-calcul (azote total dissous ou NTD).

Ces descripteurs sont les suivants, par ordre alphabétique : **1) Al** (concentration en aluminium en mg/l) ; **2) Ca** (concentration en calcium en mg/l) ; **3) Carb** (concentration en carbonates en mg/l) ; **4) Cl** (concentration en chlorures en mg/l) ; **5) Cond** (conductivité électrique en $\mu\text{S}/\text{cm}$) ; **6) Cr** (concentration en chrome en mg/l) ; **7) DBO₅** (Demande biologique en Oxygène à 5 jours en mg/l) ; **8) Fe** (concentration en fer en mg/l) ; **9) K** (concentration en potassium en mg/l) ; **10) MES** (matières en suspension en mg/l) ; **11) Mg** (concentration en magnésium en mg/l) ; **12) Na** (concentration en sodium en mg/l) ; **13) NH₄** (concentration en ammoniac en mg/l) ; **14) Ni** (concentration en nickel en mg/l) ; **15) NO₂** (concentration en nitrite en mg/l) ; **16) NO₃** (concentration en nitrate en mg/l) ; **17) NTD** (concentration en azote total dissous en mg/l) ; **18) O₂** (Concentration d'O₂ en mg/l) ; **19) pH** (en unité pH) ; **20) PO₄** (concentration en orthophosphate en mg/l) ; **21) PTD** (concentration en phosphore total dissous en mg/l) ; **22) Sat_O₂** (Saturation de l'eau en O₂ en %) ; **23) Si** (concentration en silicium en mg/l) ; **24) SO₄** (concentration en sulfate en mg/l) ; **25) T°** (température de l'eau en degrés Celsius).

Afin de respecter sans déformation les distributions relatives des grandeurs au long des gradients représentés, cette première ACP a été réalisée **sans autre transformation de variables que le centrage-réduction**, afin de faire un premier repérage de l'inertie portée par les axes, du poids représenté par chaque variable individuelle et des gradients présents sur les valeurs naturelles des paramètres.

L'ACP permet de représenter successivement dans différents plans la physionomie et le poids d'intervention des diverses variables abiotiques sur les axes successifs de l'analyse multivariée, ainsi que de situer le positionnement relatif des relevés (site X date) dans l'espace des données en fonction des valeurs de leurs descripteurs abiotiques. Les premiers axes portent l'information dominante sur la structuration du jeu de données et sur la physionomie des composantes principales, les axes suivants sont porteurs d'une information complémentaire, mais moins structurante, en fonction de la décroissance de l'inertie portée par chaque axe.

IV.1.2 Résultats de l'ACP complète

Sans aucune transformation préalable des paramètres, l'inertie relative portée par les premiers axes de l'analyse est la suivante, voir Tableau 5 :

Tableau 5 : Inertie relative portée par les premiers axes de l'ACP complète.

Inertie premiers axes (ACP complète)	des axes			
	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
	22,5%	14,2%	11,8%	8,0%

L'étude des cercles de composantes principales illustrés Figure 17 permet d'identifier les principaux éléments structurants des données abiotiques de Nouvelle-Calédonie.

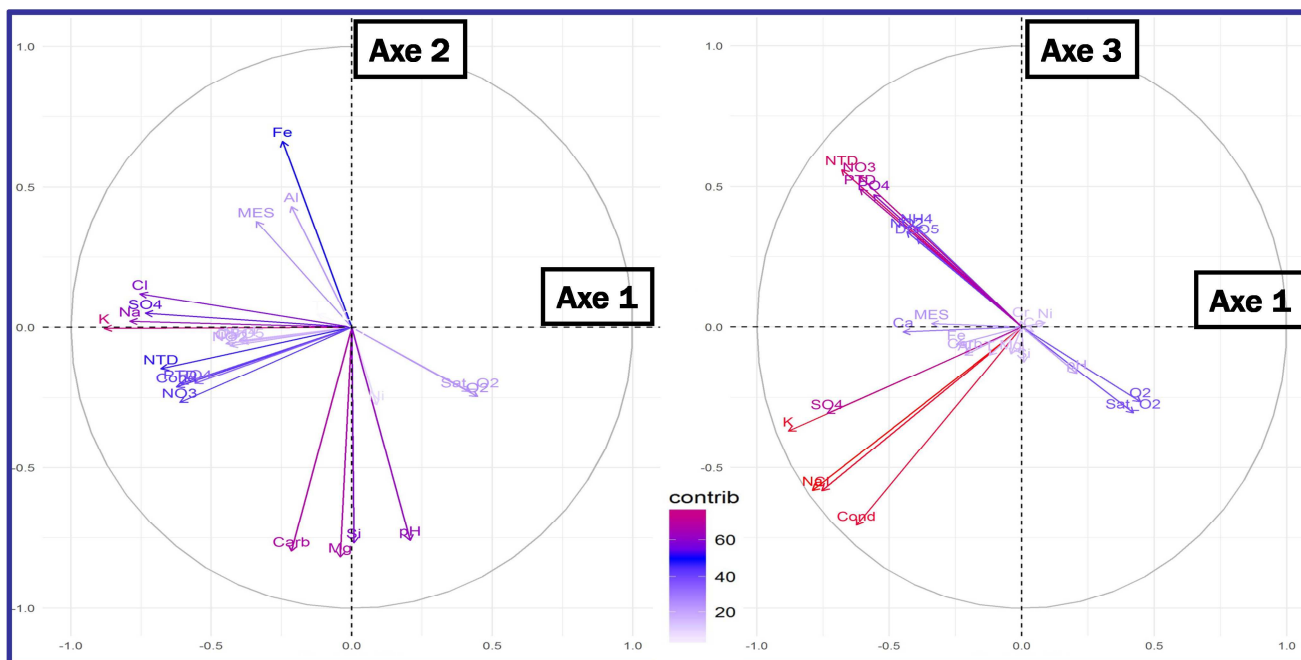


Figure 17 : Cercles des composantes principales de l'ACP Complète : croisement (Axe 1 X Axe 2) à gauche, croisement (Axe 1 x Axe 3) à droite.

Une part conséquente de l'inertie totale (36,7 %) est portée par le croisement des 2 premiers axes, sur lequel réside la majorité de l'information interprétable de l'analyse.

Le 3ème axe présente encore une part assez conséquente d'information structurante (11,8 %) non captée par le 1er croisement d'axes et mérite donc d'être étudié pour bien

repérer des éléments additionnels de contexte général. Par contre, les axes suivants décrochent en apportant des éléments d'information plus négligeables, qui passent nettement en-dessous de 10 % à partir de l'Axe 4 (voir Tableau 5) et redondants par rapport aux éléments de structuration locale déjà captés.

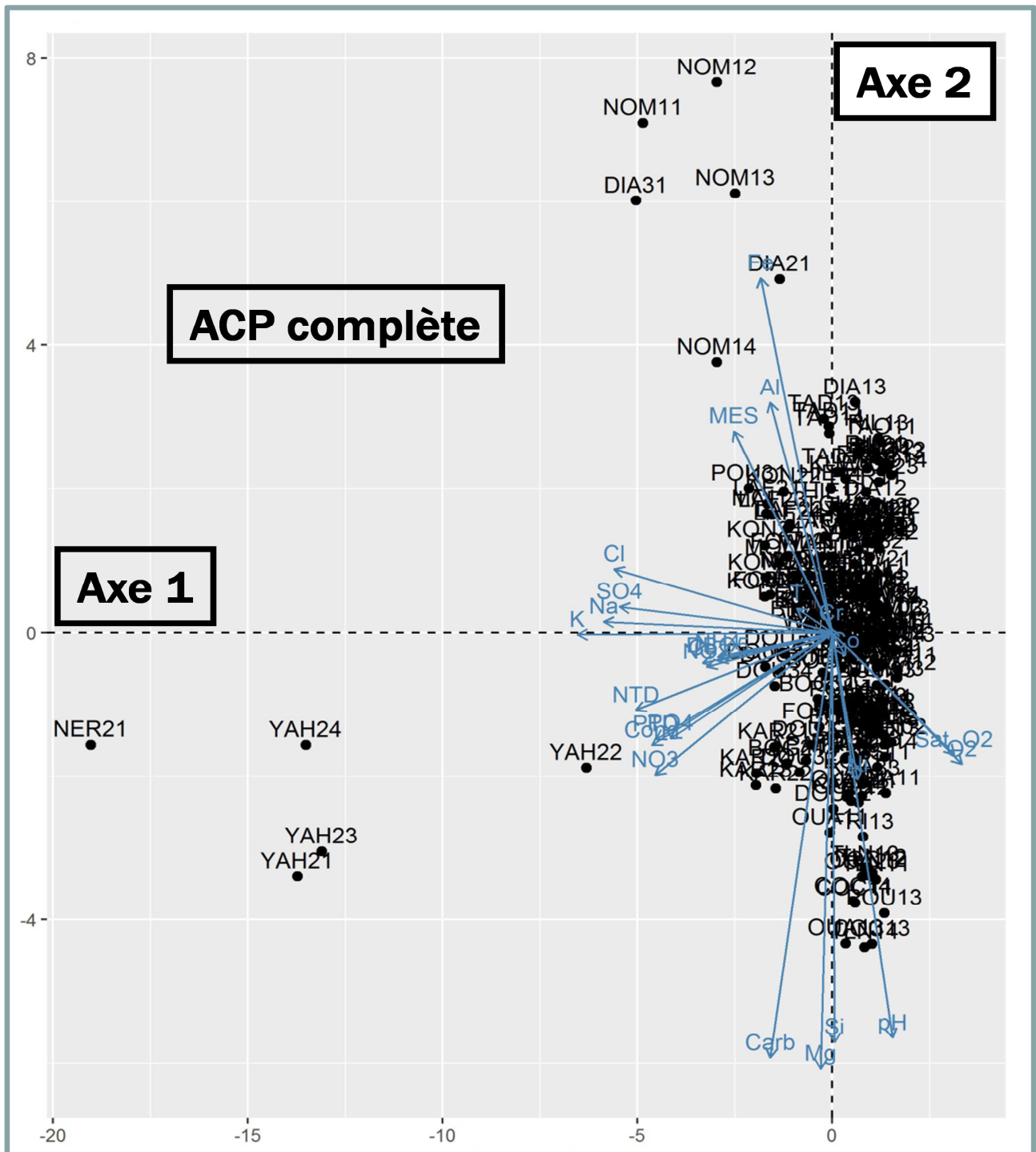


Figure 18 : Croisement (Axe 1 X Axe 2) de l'ACP complète : positionnement des relevés

La mise en perspective de l'étude des cercles de composantes principales en Figure 17 et de la projection des vecteurs de variables et des relevés (sites X dates) dans l'espace des données de l'ACP complète (Figure 18 : croisement des axes 1 et 2 ; Figure 19 : croisement des axes 1 et 3) permet d'illustrer les principaux éléments structurants des données abiotiques de Nouvelle-Calédonie.

Procédons à l'examen détaillé du croisement (Axe 1 X Axe 2) présenté en Figure 18, qui contient le plus d'information structurante de cette analyse (36,7%).

L'Axe 1 (horizontal) est principalement déterminé par une opposition entre le gradient d'oxygène de la colonne d'eau (vers la droite) et, à l'opposé, un fort gradient mixte de minéralisation et de pollution de l'eau.

En direction de ce côté gauche, un premier groupe de variables, dont l'orientation générale se place en-dessous de l'Axe 1, traduit une forte influence d'altérations anthropiques trophiques (pollutions péri-urbaines, domestiques, rejets de STEP). On y retrouve la conductivité, les nitrates, le NTD, le PO₄, le PTD. La DBO₅, le NH₄ et le NO₂, moins influents, se situent aussi dans ce secteur. Les sites qui tirent le plus le nuage de relevés dans cette direction sont le site Yahoué 2 aux 4 dates (YAH2), sous influence de pollution urbaine et de STEP de Nouméa, le site Néra aval, en particulier à la 1^{ère} campagne en période d'étiage intense (NER21) et sous influence haline cumulée, des relevés de la Douencheur sous l'influence de Bourail et, pour l'un d'entre eux (DOU3), sous influence haline cumulée. On trouve aussi dans ces sites subissant des pollutions trophiques la Karikouie aval Païta sous l'influence de l'agglomération (KAR2), la Fonwhary à La Foa (FON1) ou il s'agirait plutôt de pollution diffuse agricole.

Un 2^{ème} groupe de variables, toujours orienté vers la gauche mais très proche du niveau de l'Axe 1, est représentatif d'influences halines (on retrouve groupés les vecteurs des variables Na, Cl, K et SO₄).

Si les vecteurs de ces variables exercent un poids structurant dans ce secteur du plan, c'est le relevé Néra aval (NER21) qui a le plus nettement manifesté l'influence haline au moment précis du prélèvement effectué pour les analyses de qualité d'eau (conductivité = 5 300 S/cm.). D'autres sites se situent aussi à coup sûr sous cette influence, comme en attestent des indices de terrain (marnage, terriers de crabes, très faible altitude, courant remontant) et certaines espèces rencontrées dans les relevés, mais cette influence n'a pas pu être formalisée par le prélèvement d'eau fait en même temps que le relevé biologique. En effet, il faudrait un grand concours de circonstance, en arrivant sur les sites de prélèvement totalement au hasard d'une mission de prélèvement et sans viser spécifiquement la marée haute et les plus forts coefficients, qui restent malgré tout d'assez faible incidence dans le contexte local, pour que les prélèvements ponctuels d'eau pour l'analyse chimique soient sensiblement marqués par cette influence, ce qui signifierait que les prélèvements ont eu lieu précisément au moment d'une marée haute d'assez forte intensité et en l'absence de barrage à sel.

Aussi, plusieurs sites sous influence haline littorale, au moins à certains moments, se situent dans le secteur du plan déterminé par ces vecteurs mais, leurs prélèvements d'eau pour analyse chimique n'ont été que très modérément marqués par cette influence et, sur la base des résultats d'analyses d'eau, ils sont projetés plus ou moins en bordure du nuage de relevés selon la date de prélèvement et l'influence haline. Pour autant, des taxons halins ont pu y être détectés. Ces sites halins sont principalement, en côte Est, 2 stations sur le Diahot aval (DIA2 et DIA3) et une sur la Tade (TAD1, affluent de le Diahot) et la Tchamba aval (TCH2).

En côte Ouest, on trouve la Dumbéa aval (DUM1, non-représentée dans l'ACP faute d'analyse de chimie), la Douencheur au niveau de Bourail (DOU3) et surtout la Néra à l'aval de Bourail et de la confluence Douencheur-Boghen (NER2).

Une station située juste derrière un barrage à sel, sans présenter de taxons franchement halins dans nos prélèvements, contenait malgré tout des taxons supportant des conductivités assez fortes (POU3).

L'étude de l'Axe 2 (vertical) révèle que plusieurs vecteurs de variables sont orientés vers le bas pour le gradient d'augmentation des valeurs, à savoir les carbonates, le magnésium, le pH, la silice. Le vecteur de la variable nickel suit la même orientation, mais apporte une contribution nettement plus faible, superposée au vecteur pH et très peu apparente (vecteur en très clair du fait de son poids modeste, à peine visible en Figure 17, et masqué sous le nuage de relevés en Figure 18. Les fortes valeurs de ces paramètres caractérisent des stations sous influence de massifs ultramafiques. On retrouve au sein de ce groupe les stations représentatives de ce contexte, par exemple la rivière Coco (COC1), l'Ouambaye (OUA1 et 2), la rivière Fridoline à Koumac (FRI1), des stations du Kopeto telles que APA1, la station KAR1 directement sous influence d'un massif ultramafique résiduel, etc...

En direction du haut, ce même Axe 2 marque des eaux plutôt enrichies en fer, appauvries en Mg, Si et Carbonates et à valeurs de pH les plus faibles. Ces particularités reflètent le fond géochimique singulier de la région du Nord du territoire, Mont Panié et HER C (substrat métamorphique schisteux).

Le reste du nuage de points, dans sa zone compacte, contient surtout des sites sur substrats volcano-sédimentaires de l'HER B « Plaine de l'Ouest » vers le milieu et la gauche du nuage, surtout des sites des 2 HER ultramafiques (D et E) vers le bas du plan, et on retrouve les sites sous influence des substrats métamorphiques schisteux (TAD1, DIA1, DIA2 et DIA3, NOM1) tout en haut du nuage.

Le croisement (Axe 1 X Axe 3), présenté à la Figure 19 en page suivante, est étudié en fonction de l'aspect encore significatif et structurant de l'information portée par l'axe 3 (11,8 %). L'Axe 1 conservant le caractère structurant tel que déjà décrit (gradient d'O₂ vers la droite, fort gradient mixte de minéralisation naturelle (dont influences halines littorales) et de pollution trophique anthropique vers la gauche, l'axe 3 (vertical) permet de mieux différencier les types de minéralisation de l'eau. Les pollutions anthropiques trophiques sont orientées vers le quartier en haut à gauche (site YAH2, site KAR2 aval Païta). Le site le plus sous influence géologique de schistes et de roches sédimentaires, qui suit la direction des vecteurs Ca et MES (en direction de l'Axe 1 vers la gauche) est le site sur la Nomac (NOM1). Vers le bas, l'axe 3 détermine des relevés subissant des influences halines et/ou de conductivité électrique sur la chimie de l'eau prélevée. On trouve ainsi le relevé NER21 (le plus directement et fortement influencé par la salinité littorale dans le prélèvement d'eau effectué), puis DIA31, puis NOM12 en secteur proche de la mer et présentant des teneurs de Na et de Cl qui, sans pouvoir être qualifiées d'élevées, sont plus que des traces fortuites et témoignent d'un certain niveau d'influence littorale.

L'Axe 4 (8% d'inertie) et les suivants de cette ACP présentent une contribution modeste devenant rapidement ininterprétable. Leur examen détaillé n'apporte donc pas de valeur ajoutée à la compréhension des forçages abiotiques s'exerçant dans les cours d'eau de Nouvelle-Calédonie.

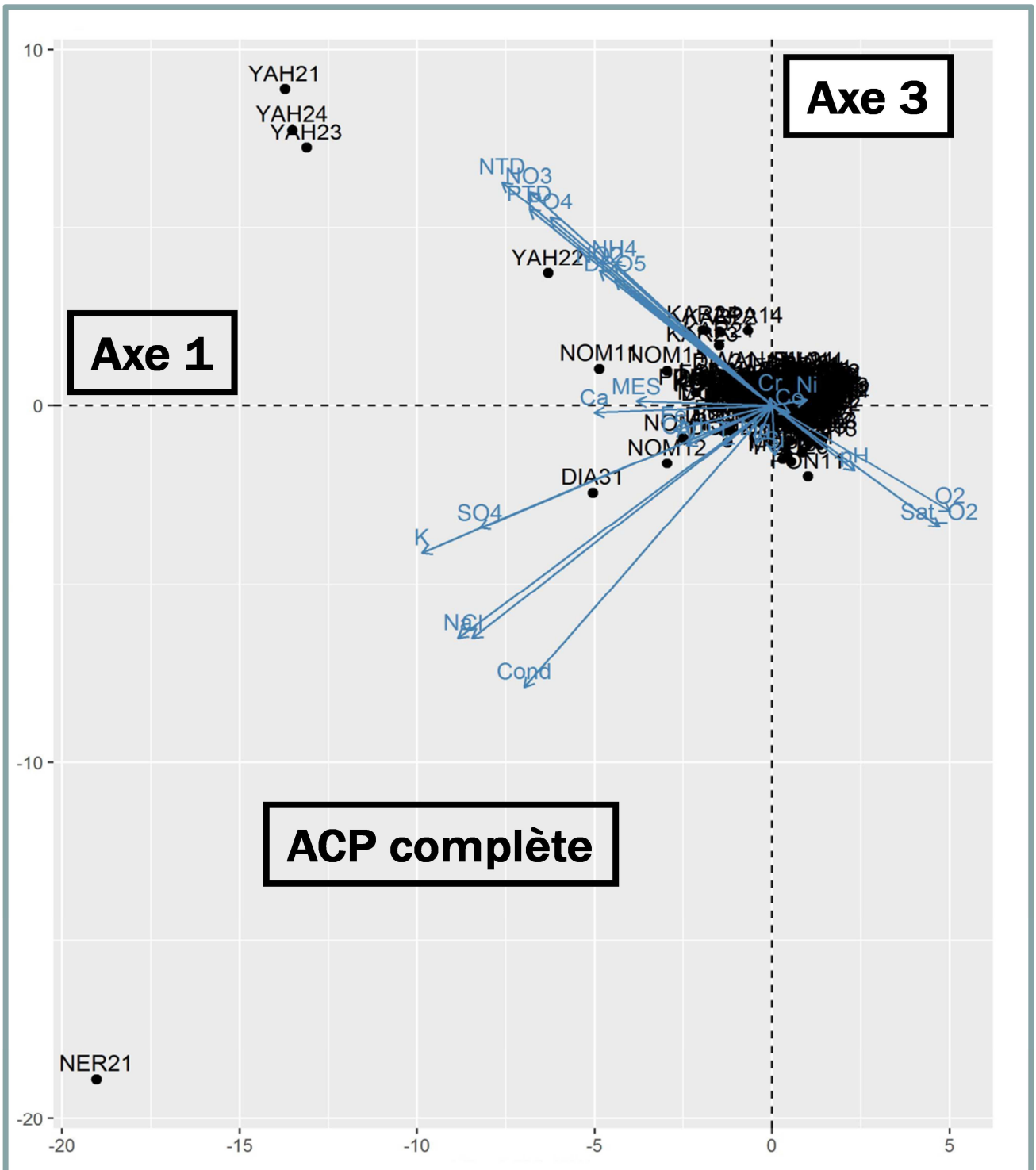


Figure 19 : Croisement (Axe 1 X Axe 3) de l'ACP complète : positionnement des relevés.

L'analyse de cette première ACP dite « complète » a permis de situer le positionnement de sites caractéristiques sans action préalable sur les valeurs des variables et sans déformation des gradients présents sur les variables abiotiques. Cependant, elle est fortement influencée par quelques points extrêmes présentant un positionnement très particulier par rapport au gros du nuage de points. D'autre part, le centre de ce nuage de points, très compact, est difficile à analyser.

Aussi, l'étape qui suit vise à repérer et éliminer des variables trop redondantes en vue de simplifier un peu l'analyse et d'affiner l'exploitation des informations qu'elle porte.

Cette sélection permettra la réalisation ultérieure d'une deuxième ACP, appelée ACP restreinte, qui intégrera aussi la transformation de Yeo-Johnson pour certaines variables qui le nécessitent, en vue de re-normaliser la distribution de leurs valeurs et d'étirer le centre du nuage de points.

IV.1.3 Interprétation de la matrice d'autocorrélation de Pearson

La Figure 20 ci-dessous synthétise les résultats de la matrice d'autocorrélation de Pearson (résumé des relations linéaires analysées 2 à 2 entre les 25 descripteurs de l'ACP globale).

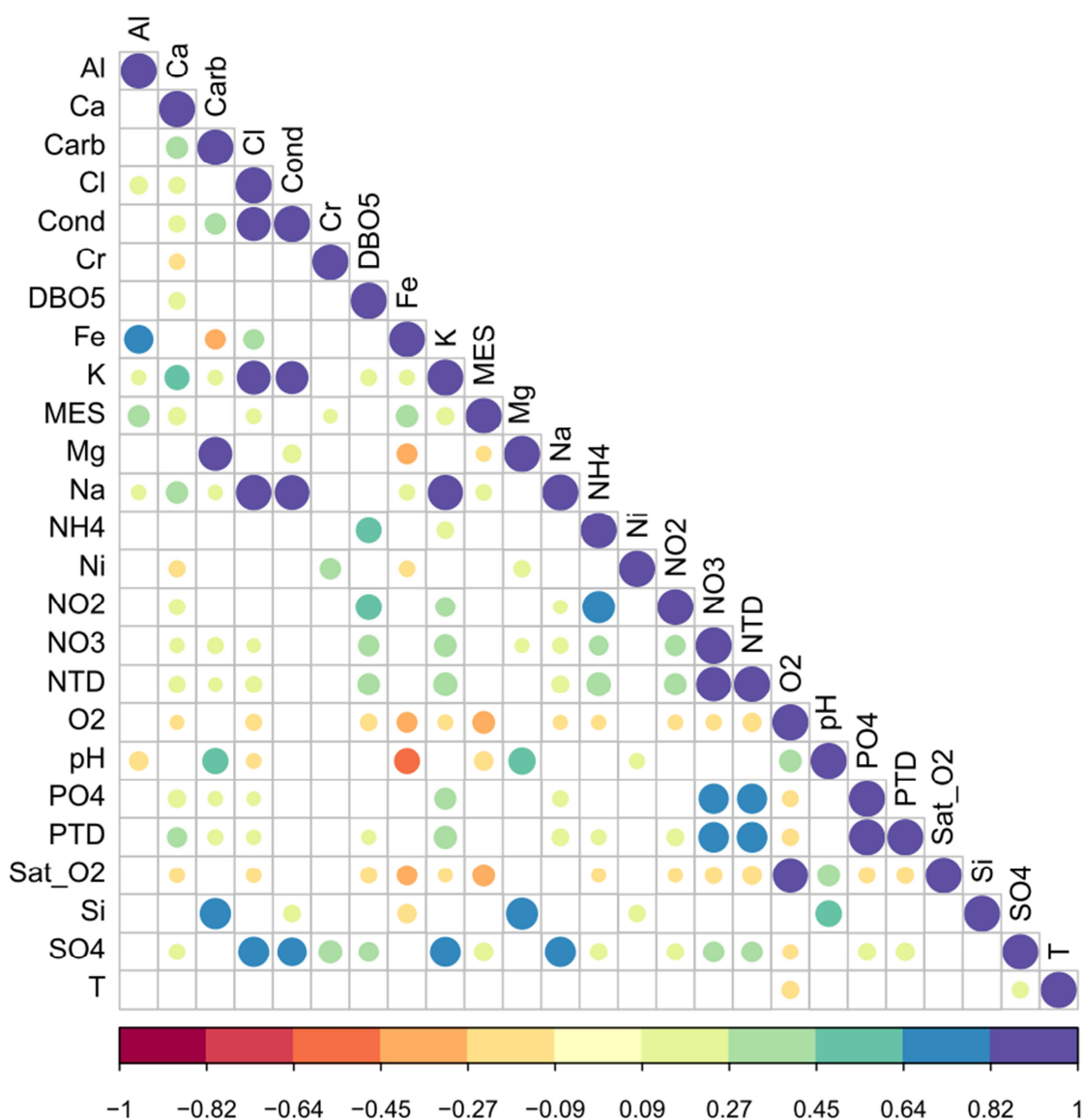


Figure 20 : Matrice d'autocorrélation de Pearson entre les 25 descripteurs abiotiques de l'ACP complète.

Le sens des corrélations est matérialisé par une échelle de couleurs. La corrélation plus ou moins positive entre 2 paramètres est figurée par un dégradé de coloration du bleu violacé au vert pâle. Lorsqu'elle est nulle ou négligeable, il est figuré une absence de pastille de couleur. L'échelle de couleurs évolue ensuite de l'orange au pourpre foncé

lorsque la corrélation devient de plus en plus négative (paramètres co-évoluant en sens inverse l'un de l'autre).

D'autre part, plus la corrélation est fortement positive ou négative, plus la pastille représentée au croisement entre les 2 paramètres est de surface importante.

Ce vocable de matrice de corrélations constitue quelque part un abus de langage dans le sens où le niveau des R^2 calculés est plutôt représentatif de coévolutions positives ou négatives des paramètres et du niveau de résidus par rapport à un ajustement linéaire parfait. Ces coévolutions peuvent être déterministes, une variable influant sur l'autre ou étant liée de façon organique à l'autre (exemple de l'influence haline sur le contenu ionique de l'eau, qui a une répercussion organique directe sur la mesure de la conductivité électrique). Dans un tel cas de liaison organique entre 2 paramètres, il est effectivement légitime de parler de corrélation. Mais des coévolutions positives ou négatives peuvent aussi être simplement fortuites et dues au hasard de la composition locale des jeux de données, sans réelle relation de cause à effets entre les paramètres co-occurents. Dans ce cas, plutôt que de parler de corrélation de variables, il est plus correct d'évoquer une coévolution locale qu'on ne retrouvera pas forcément à l'identique dans d'autres contextes.

L'examen qui suit vise donc à étudier la coévolution de variables de ce jeu de données et le sens qu'elle peut revêtir, afin de réduire le nombre de paramètres qui présentent une vraie redondance et de simplifier la figuration et l'interprétation de la future ACP réduite.

Les conditions d'oxygénation du milieu aquatique sont à la fois fonction de la turbulence des écoulements et d'autres conditions physiques s'exerçant sur l'hydrosystème en amont et au lieu de la station (température de la colonne d'eau, pression atmosphérique). Ces paramètres sont plutôt d'origine abiotique et non-anthropique, sauf gros aménagement hydraulique connu dans le contexte local et exerçant son effet sur le cours d'eau (stockage par un barrage ou au contraire abstraction d'eau).

L'oxygénation du cours d'eau peut aussi être affectée par des pressions anthropiques amenant des nutriments et/ou de la matière organique en forte quantité, avec des conséquences variables. Les actions de décomposition de la matière organique génèrent des activités fermentaires consommatrices ou potentiellement consommatrices d' O_2 de la colonne d'eau (qui font à la fois baisser les teneurs et la saturation en O_2 de la colonne d'eau et augmenter le paramètre DBO_5). D'importantes teneurs en nutriments dissous font aussi augmenter la production de biomasse phototrophe (« verdissement » des cours d'eau), ce qui contribue à des sursaturations en O_2 en période ensoleillée, du fait d'une importante photosynthèse, et au contraire à des hypoxies de fin de nuit lorsque les processus respiratoires et fermentaires, consommateurs nets en O_2 , dominent et ne sont pas compensés par la turbulence de l'eau et/ou les apports liés à la photosynthèse.

On peut constater dans cette matrice que la saturation en O_2 de la colonne d'eau (Sat_ O_2) est très auto-corrélée à la concentration de la colonne d'eau en O_2 (O_2).

Cependant, la saturation en O₂ est beaucoup moins affectée et bruitée par les variables physiques T° de l'eau et pression atmosphérique (sachant que l'altitude de la station joue aussi de façon sensible sur ce dernier paramètre) que la variable « Concentration de l'eau en O₂ ». La saturation en O₂ est donc la variable la plus pertinente pour rendre compte de la qualité d'oxygénation du milieu de façon re-normée, quel que soit l'endroit et le moment, et que l'on soit en conditions naturelles ou anthropisées. La concentration en O₂/L d'eau, redondante et moins informative, a donc été enlevée de l'ACP Restreinte.

Toujours au sujet de l'oxygénation de la colonne d'eau, le paramètre DBO₅ présente un fort intérêt en matière de représentation de la pression anthropique conduisant à un enrichissement du milieu en matière organique. En effet, il matérialise la quantité d'O₂ nécessaire pour dégrader la matière organique facilement fermentescible présente dans un échantillon d'eau. Pour peu que les conditions physiques du cours d'eau soient peu favorables à une ré-oxygénation naturelle (cours d'eau calme, faible débit, température élevée), la DBO₅ se convertira en déficit réel de la colonne d'eau en O₂, avec un fort impact sur le biote.

Pour les aspects concernant les influences halines littorales sur la station, outre la conductivité électrique qui est un descripteur très globalisant de la teneur en ions dissous de la colonne d'eau, plusieurs paramètres apportés en grosse quantité par l'eau de mer donnent un signal très redondant dans les conditions géochimiques de la Grande Terre. Il s'agit des variables Cl, K, Na et SO₄. Pour rendre compte de façon équilibrée de ce type d'influence, il a été fait le choix de ne conserver que le paramètre Na pour la réalisation de l'ACP restreinte.

Certains paramètres dont la signature est plutôt conditionnée par une origine géochimique naturelle renseignent de façon assez précise sur l'influence des substrats géologiques du bassin versant sur l'hydrochimie *in situ* rencontrée dans la rivière à tel ou tel site. Ces descripteurs hydrochimiques exercent un forçage sur les flores naturelles locales et contribuent à en forger la composition et la biotypologie.

Outre le pH qui est une variable globalisante sous influence de nombreux paramètres abiotiques (minéralisation et ions acidifiants ou alcalinisants présents dans l'eau), mais aussi biotiques (par exemple, la photosynthèse et une sursaturation d'O₂ dissous élèvent le pH), d'autres ions ou cortèges d'ions sont très porteurs d'informations sur le fonds géochimique du bassin versant. En général, au niveau mondial, calcium (Ca), magnésium (Mg) et carbonates (Carb), voire hydroxydes (OH⁻), espèce chimique qui ne peut être analysée séparément, évoluent tous dans le même sens. Leurs fortes valeurs, qui contribuent aussi à matérialiser de fortes valeurs en conductivité électrique et un pH élevé, sont le signe d'une géologie marquée par des roches sédimentaires carbonatées d'origine continentale ou marine, voire à des roches de cette origine ayant subi ensuite des phénomènes de métamorphisme sous l'action de la température et/ou de la pression (exemple des schistes plus ou moins carbonatés). Or, si ce cas de figure prévaut sur l'HER A « Îles coralliennes », il n'est absolument pas rencontré sur les affleurements géologiques de surface de la Grande Terre, très originaux au niveau mondial.

Calcium, magnésium et carbonates ne sont donc pas rencontrés ici conjointement dans des roches calco-magnésiennes carbonatées, mais leur association ou dissociation signe des formations géologiques particulières.

Les affleurements de roches ultramafiques jusqu'à la surface, présents sur la Grande Terre, sont rares au niveau mondial et représentent une originalité de la Nouvelle-

Calédonie en zones tropicales (formations classiques du manteau terrestre, qui affleurent surtout dans les fonds sous-marins). Les gisements nickélifères exploités sont liés à ces formations, qui affleurent dans toute l'HER Plaines du Sud et dans de petits reliefs ultramafiques résiduels affleurant de façon parsemée plus au Nord de la Grande Terre. Ces roches, aussi qualifiées d'ultrabasiques, associent valeurs de pH élevées, Mg et carbonates. Les eaux qui en sont issues sont aussi enrichies en silice. Par contre, elles sont pauvres en Ca. En Grande Terre, on ne retrouve donc pas l'association ternaire classique du Ca, du Mg et des carbonates, signature habituelle des roches sédimentaires.

Le calcium, quant à lui, est le plus fortement présent dans l'HER C «Collines schisteuses de la pointe Nord » et un peu aussi sur l'HER F « Massif du Mont Panié », où il ne fait pas l'objet d'association classique avec des carbonates.

Il présente un certain degré de co-évolution avec le potassium (K), à la fois pour des raisons de composition géochimique des substrats de l'HER C et du fait d'influences halines littorales probables sur le site NOM1, qui se traduisent par un enrichissement conjoint en ces 2 éléments.

Aussi, pour la suite des analyses, le calcium (Ca) et le magnésium (Mg) ont été conservés car signant chacun de façon nette l'influence jouée sur le cours d'eau par des formations géologiques bien différentes. Par contre, la variable Carb n'a pas été conservée du fait de sa très forte redondance avec le magnésium (typique des formations ultramafiques).

Il a aussi été procédé à quelques simplifications relatives à des descripteurs plutôt à mettre en relation avec des altérations anthropiques provoquant un **enrichissement des cours d'eau en nutriments**.

Concernant les formes du phosphore, le phosphore total aurait dû apporter son lot d'informations complémentaires au descripteur orthophosphates (PO_4), apportant des enseignements à la fois sur le **contenu dissous de phosphore facilement biodisponible** lié à des apports anthropiques eutrophisants (STEP, pollution diffuse domestique et d'élevages etc...) et sur des **teneurs en phosphore particulaire** pouvant être le signe d'effets d'érosion. Ce signal obtenu par bilan de masse (après déduction du P- PO_4) aurait permis d'enrichir l'information qualitative sur l'érosion d'origine anthropique, en complément de l'information MES.

Or l'analyse du phosphore total a été réalisée après filtration au lieu d'être pratiquée sur l'eau brute (qui correspond à la pratique habituelle en France métropolitaine). Cette modalité d'analyse ne revêt pas d'intérêt véritable, du moins dans le domaine de l'évaluation de la qualité trophique des eaux douces puisque, faute de contenu en phosphore total du phosphore particulaire des MES (éliminées par la filtration), ces 2 analyses vont donner un résultat quasiment identique, à la précision analytique près.

C'est donc la variable PO_4 qui a été conservée comme descripteur du phosphore facilement biodisponible dans les cours d'eau. Par contre, le PTD, qui apportait une information très redondante avec le descripteur précédent dans le cadre de la mise en œuvre locale des analyses hydrochimiques, a été enlevé du jeu de données pour la réalisation de l'ACP restreinte.

Enfin, concernant les formes de l'azote, l'azote Kjeldahl aurait été le descripteur le plus directement informatif du contenu azoté des matières organiques, mais il n'a pas été analysé assez systématiquement pour être utilisable dans les analyses de données. La première forme d'azote minéral dissous intervenant dans la dégradation des matières organiques et faisant suite au processus d'ammonification étant l'ammoniac, c'est la variable NH_4 qui a été utilisée pour représenter un proxy de la pollution organique azotée proche du lieu de rejet. Outre ses critères propres de toxicité qui s'exercent surtout sur les maillons animaux (macroinvertébrés benthiques et poissons sensibles), ce cation déversé en grandes quantités dans une rivière ou un plan d'eau génère une demande en O_2 importante (3 atomes d'oxygène pour un atome d'azote) avant d'être transformé en nitrates (NO_3).

Les nitrates (NO_3) sont une forme terminale et oxydée de l'azote dans les cours d'eau. L'élévation de leur teneur signe souvent un enrichissement anthropique azoté des systèmes naturels, sous l'effet de pollutions diffuses agricoles et domestiques, et se rencontre souvent dans les zones aval des bassins versants. Ils peuvent aussi être rejetés en grande quantité dans des rejets de STEP, pour peu que le processus de nitrification soit bien pris en charge dans le traitement de la STEP (cas de figure le plus favorable sur le plan environnemental). Sinon, ce sont plutôt de l'ammonium (NH_4) et des nitrites (NO_2) qui sont rejetés. Dans un tel cas, l'impact du rejet est plus important car, outre la toxicité directe qui peut être exercée par l'ammonium et les nitrites, la nitrification doit ensuite se produire dans les milieux aquatiques situés à l'aval du rejet, accompagnée de la consommation d'oxygène qui y est liée.

La variable NO_3 a été conservée pour l'analyse ultérieure car elle est caractéristique des pollutions diffuses à l'aval des bassins versants et modérément auto-corrélée à d'autres formes de l'azote.

Les nitrites (NO_2) sont fortement auto-corrélés au NH_4 d'une part, et relativement bien auto-corrélés à la DBO_5 d'autre part, signant le fait qu'ils sont produits un peu à l'aval des zones de rejets de matière organique azotée dans les cours d'eau. Les STEP en rejettent aussi dans les milieux pour les mêmes raisons (prise en charge partielle de la dégradation de la matière organique durant leur process).

Comme il s'agit d'une forme transitoire instable, souvent présente en faibles concentrations (les traces de nitrites présentes sont rapidement transformées en nitrates), elle n'apporte aucune information consistante de plus que le NH_4 , auquel on a affecté à la signature des entrées de matière organique dans les cours d'eau. La variable NO_2 a donc été supprimée pour la suite des analyses.

La variable calculée « Azote total dissous » (NTD), est organiquement très auto-corrélée aux nitrates (qui en représentent la partie nettement majoritaire) et beaucoup plus modestement auto-corrélée aux autres formes d'azote minéral. L'information étant bien portée par la variable NO_3 , la variable NTD, jugée trop redondante, a été supprimée de la liste pour les analyses suivantes.

Au bilan, les 25 variables de l'analyse globale ont été ramenées à une **sélection simplifiée de 17 variables**, avec une réduction conséquente de la part d'information redondante pour la suite des analyses.

IV.2 Réalisation d'une ACP restreinte sur une sélection de 17 variables

IV.2.1 Particularités de mise en œuvre de l'ACP restreinte

La liste des variables retenues pour cette nouvelle ACP est la suivante (par ordre alphabétique) :

1) Al (concentration en aluminium en mg/l) ; 2) Ca (concentration en calcium en mg/l) ; 3) Cond (conductivité électrique en $\mu\text{S}/\text{cm}$) ; 4) Cr (concentration en chrome en mg/l) ; 5) DBO₅ (Demande biologique en Oxygène à 5 jours en mg/l) ; 6) Fe (concentration en fer en mg/l) ; 7) MES (matières en suspension en mg/l) ; 8) Mg (concentration en magnésium en mg/l) ; 9) Na (concentration en sodium en mg/l) ; 10) NH₄ (concentration en ammoniac en mg/l) ; 11) Ni (concentration en nickel en mg/l) ; 12) NO₃ (concentration en nitrates, en mg/l) ; 13) pH (en unité pH) ; 14) PO₄ (concentration en orthophosphates, en mg/l) ; 15) Sat_O₂ (Saturation de l'eau en O₂ en %) ; 16) Si (concentration en silicium en mg/l) ; 17) T° (température de l'eau en degrés Celsius).

D'une manière générale, des valeurs extrêmes de paramètres, souvent occasionnées par des situations très spéciales et peu représentatives du gradient réel d'altération qu'il conviendra d'évaluer avec sensibilité vis-à-vis de l'impact des altérations anthropiques (exemple des sites sous influence haline, exemple de la situation exceptionnellement polluée du site YAH2, situé à l'aval de la plus grosse agglomération (Nouméa) et de la STEP la plus chargée de toute la Grande Terre, exercent un poids excessif sur le pouvoir discriminant de l'ACP.

Aussi, pour pallier cet inconvénient très classique, il a été jugé préférable de procéder à la transformation des variables qui le nécessitaient, afin de s'approcher d'une distribution normale des valeurs sur chaque gradient et ainsi, de mieux rentrer dans le cadre d'utilisation de ce type de technique multivariée, qui fait le présupposé de linéarité des relations entre variables mises en jeu. Cette disposition doit aussi permettre d'étirer la représentation de la partie compacte du nuage de relevés et d'interpréter de manière plus différenciée et plus équilibrée les résultats de cette analyse.

Il a été choisi de transformer les données abiotiques selon la méthode de Yeo-Johnson (Yeo et Johnson 2000). Cette méthode, qui vise à assurer une représentation plus linéaire et une distribution plus normale des données d'analyses multivariées, est apparentée à la méthode Box-Cox, mais elle présente l'avantage opérationnel de proposer un cadre d'application plus universel. La méthode Box-Cox n'étant applicable que sur des variables y à valeur positive ou nulle, la méthode de Yeo-Johnson propose aussi des solutions permettant de transformer de façon adéquate des données mixtes positives ou négatives, ou certaines variables positives et d'autres négatives dans le même jeu de données.

Ces transformations possibles et leur cadre d'application sont définis par :

$$\psi(\lambda, y) = \begin{cases} ((y + 1)^\lambda - 1)/\lambda & \text{if } \lambda \neq 0, y \geq 0 \\ \log(y + 1) & \text{if } \lambda = 0, y \geq 0 \\ -[(-y + 1)^{2-\lambda} - 1]/(2 - \lambda) & \text{if } \lambda \neq 2, y < 0 \\ -\log(-y + 1) & \text{if } \lambda = 2, y < 0 \end{cases}$$

Si y est strictement positive ou nulle (ce qui était le cas pour toutes les variables intervenant dans cette ACP restreinte), alors la transformation de Yeo-Johnson appliquée si nécessaire est la même que la transformation Box-Cox puissance de (y+1), ce qui correspond à la transformation en 1^{ère} ligne de l'encadré ci-dessus.

Cette transformation va être appliquée ou pas en fonction de l'analyse de la distribution des valeurs propres à chaque variable et de critères de décision internes à la méthode. Seules, quelques variables qui avaient d'emblée une distribution quasi-gaussienne n'ont pas été transformées (T°, pH, Cond. El.), et toutes les autres l'ont été.

Quelques exemples de transformations ayant été appliquées sont donnés ci-dessous :

$$PO4_{trans} = \frac{(-1 + (PO4 + 1)^{-13})}{-13} \quad NO3_{trans} = \frac{(-1 + (NO3 + 1)^{-3})}{-3} \quad Cr_{trans} = \frac{(-1 + (Cr + 1)^{-43})}{-43}$$

IV.2.2 Résultats de l'ACP restreinte

Suite à la transformation Yeo-Johnson des variables dont la distribution le nécessitait, l'inertie portée par les premiers axes de l'ACP est reportée dans le Tableau 6 :

Tableau 6 : Inertie relative portée par les premiers axes de l'ACP restreinte.

Inertie des premiers axes (ACP restreinte)	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
	23,8%	18,8%	10,2%	6,8%

Suite à la sélection de variables et à la transformation des données, par rapport à l'ACP globale, une part plus importante de l'inertie totale (42,6% contre 36,7% précédemment) est portée par le croisement des 2 premiers axes, sur lequel réside la majorité de l'information interprétable de l'analyse. Le 3^{ème} axe présente encore un intérêt pour regarder la structuration des données car il porte un peu plus de 10% d'information structurante.

A partir de l'Axe 4, l'inertie résiduelle prise en charge tombe très nettement en-dessous de 10 % (elle chute déjà à 6,8 % seulement pour l'Axe 4) et perd tout intérêt pour apporter de l'information interprétable.

L'étude des cercles de composantes principales illustrés Figure 21 (page suivante) et la projection des sites dans l'ACP (Figure 22) permettent d'illustrer les principaux éléments structurants des données abiotiques de Nouvelle-Calédonie.

Étudions tout d'abord le croisement (Axe 1 X Axe 2) (voir partie gauche de la Figure 21), qui distribue la majorité de l'information intelligible du jeu de données abiotiques.

La principale information structurante portée par l'**Axe 1** est le reflet de 2 origines géologiques différentes qui provoquent les disparités les plus importantes des cours d'eau de la Grande Terre sur le plan de l'hydrochimie naturelle.

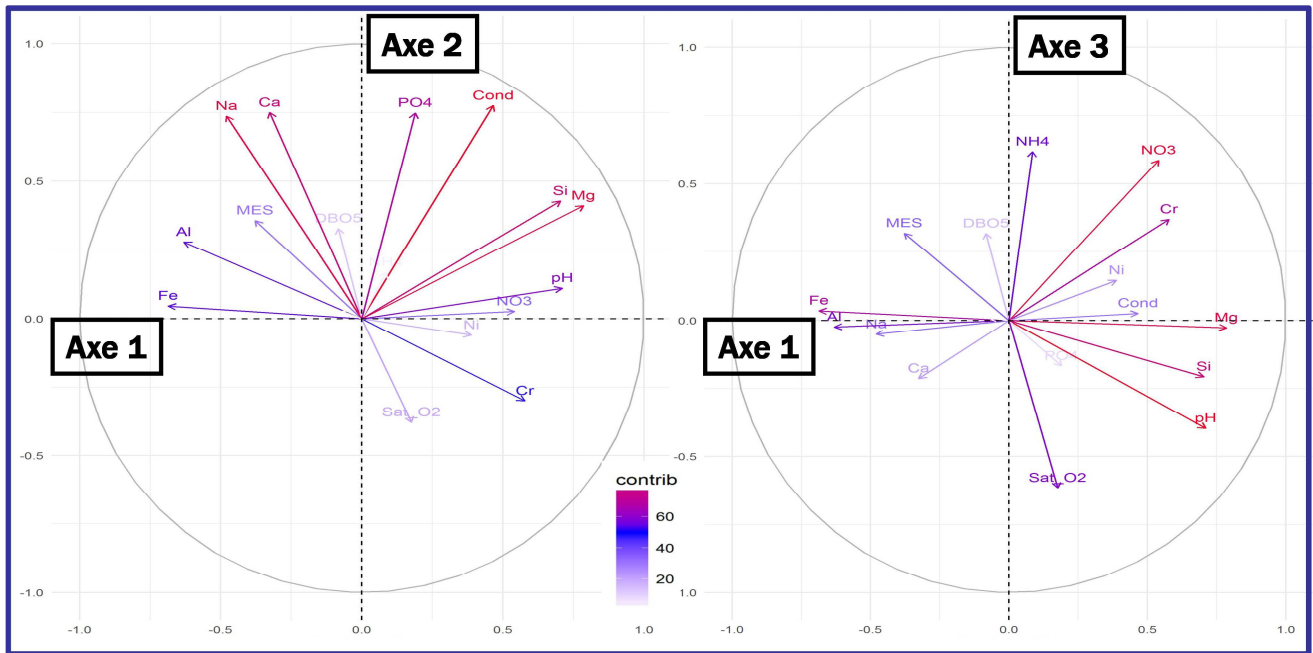


Figure 21 : Cercles des composantes principales de l'ACP restreinte : Croisement (Axe 1 X Axe 2) à gauche, croisement (Axe 1 x Axe 3) à droite.

La partie gauche de cet Axe 1 est marquée par une influence principale des variables Fe et Al. Les formations géologiques conduisant à cette signature hydrochimique spécifique sont 2 formations d'origine volcanique (basalte), recouvertes par endroits de placages sédimentaires qui ont subi au cours des temps géologiques un processus de métamorphisation par la pression : l'Unité de Pouébo et l'unité du Diahot. Ces unités à formations schisteuses, en fonction d'une différenciation sur des critères de pluviométrie et d'altitude, ont servi à définir 2 HER :

- l'HER C « Collines schisteuses de la Pointe Nord », dont les sites se projettent dans le secteur proche de la partie gauche de l'Axe 1 (on y note aussi une certaine affinité avec les MES, en partie imputable à un substrat altérable et érodable contenant des particules fines argileuses, et aussi au profil des cours d'eau aval (Nomac, Tade et surtout Diahot) avec une faible pente sur un secteur estuarien.
- l'HER F « Massif du Mont Panié », dont les sites du type Diahot amont (DIA1), et Tao (TAO1) se projettent plus franchement en-dessous de la partie gauche de l'Axe 1, cumulant l'affinité avec les variables Fe et Al et l'affinité avec la variable Sat. O2 en fonction du relief plus élevé provoquant un écoulement plus turbulent.

Vers la droite de l'Axe 1, on peut repérer une signature géochimique et hydrochimique provoquée par les formations ultramafiques, qui se traduit par des valeurs élevées des variables Si, Mg, une tendance à avoir un pH élevé (à relier aussi avec la projection sur l'Axe 1 du gradient de conductivité électrique, même s'il est plus fortement pris en charge par l'Axe 2), et par les teneurs les plus élevées en métaux lourds Ni et Cr.

Les valeurs élevées de ces variables sont indiscutablement liées à des formations ultrabasiques dont l'origine géologique correspond à l'affleurement en surface du manteau terrestre. Ce sont ces formations de péridotites qui, après néogénèse, sont exploitées pour l'extraction du Nickel.

Les eaux émanant de ce contexte sont donc naturellement enrichies en Cr, en Ni et en Mg, avec des impacts liés à l'exploitation minière qui vont être susceptibles de venir amplifier ce gradient. Les rivières de ces massifs, qui s'écoulent souvent sur substrats

grossiers et de façon turbulente depuis des reliefs ou les plateaux du Sud, manifestent aussi une certaine affinité avec la saturation en O₂ de la colonne d'eau.

De façon un peu surprenante, alors que le contexte ultramafique est connu pour présenter des conditions ultra-oligotrophiques et très peu biogènes, principalement en liaison avec la faible présence de phosphates biodisponibles, ce contexte présente aussi une certaine tendance à une lixiviation de nitrates qui arrivent à marquer un peu l'hydrochimie naturelle sur ce type de substrat (voir influence de la variable NO₃ dans cette zone du plan).

On peut aussi retrouver dans ce secteur du plan des stations de cours d'eau sous influence amont de formations ultramafiques, qui leur donnent cette signature hydrochimique particulière, mais qui sont implantées plus à l'aval et rattachées géographiquement à une autre HER, le plus souvent à l'HER B « Plaine Littorale Ouest ». Ces sites peuvent aussi manifester une affinité avec la variable NO₃, la raison en tenant plutôt dans ce cas à des pollutions diffuses résultant de la fertilisation de zones agricoles.

A noter que les stations de cours d'eau naturels sous l'influence dominante du contexte volcano-sédimentaire, qui peut conduire à une hydrochimie assez variable, se situent plutôt en zone intermédiaire de cet Axe 1 mais pourront empiéter vers la droite s'ils subissent une influence amont sensible de formations ultramafiques, qui peuvent assez rapidement donner une signature hydrochimique repérable (notamment par des teneurs plus élevées que la moyenne en Mg et en Si).

L'**Axe 2**, pour sa part, est structuré par une opposition verticale :

- vers le bas, on repère un secteur à forte saturation en O₂ et gradient croissant de Cr, ce secteur étant typique de stations bien oxygénées sur substrats ultramafiques (HER D « Plaine du Grand Sud » et HER E « Massif Ultramafique »).
- en se déplaçant vers la partie haute de l'axe, on tombe sur des sites aval de cours d'eau sous condition de plus forte minéralisation (substrats volcano-sédimentaires typiques de l'HER B « Plaine Littorale Ouest ») et de possibles influences halines littorales, respectivement prises en charge par les variables Ca et Na. On trouve donc vers la partie haute de cet axe des relevés correspondant à des conditions plutôt naturelles et fortement minéralisées de la Douencheur, de la Boghen, de la Néra aval, qui s'écoulent en zone de plaine et avec une possible influence haline littorale.

L'augmentation de minéralisation naturelle au long de cet axe peut se conjuguer avec un accroissement de la pression anthropique d'origine domestique et/ou de STEP. L'analyse révèle donc un enrichissement en orthophosphates (variable PO₄) et en matière organique (variable DBO₅) qui concerne plus particulièrement des sites en situation aval de cours d'eau. Dans cette zone du plan, on retrouve en particulier les 4 relevés de la station Yahoué aval (YAH2), site subissant les plus fortes pollutions domestiques de tout le jeu de données. En effet, cette station est notamment sous influence directe du fort rejet de STEP émanant de l'agglomération de Nouméa.

Par rapport à ce premier plan, sur la partie droite de la Figure 21, l'**Axe 3** s'organise de façon assez comparable à l'Axe 2, en prenant aussi en charge les sites à plus forte oxygénation vers le bas et des sites sous enrichissement anthropique trophique vers le haut. Dans ce registre, cet axe prend assez fortement en charge la variable NO_3 (légèrement vers la droite) qui, sur cet axe, converge de façon claire avec les variables de métaux lourds ultramafiques Ni et Cr (cela confirme donc cette tendance déjà repérée sur le croisement Axe 1 X Axe 2, pointant ici du doigt les teneurs significatives en nitrates de sites sous influence ultramafique comme WAN1, ADO1, AWA1, APE1).

D'autre part, c'est aussi l'Axe 3 qui prend le plus nettement en charge la variable NH_4 (gradient positif vers le haut de l'axe, qui tombe en correspondance logique avec la projection des 4 relevés YAH2, de POU31 et aussi de la plupart des relevés de WAN1...).

La Figure 22 et la Figure 23, en vis-à-vis dans les 2 pages suivantes, mettent en correspondance les vecteurs de variables abiotiques et la situation des relevés dans le plan de l'ACP restreinte défini par le croisement des 2 axes les plus structurants (Axe 1 X Axe 2). La Figure 22 explicite le positionnement des relevés (site X date) en projetant les vignettes détaillées de relevés dans le nuage de points. La Figure 23-a permet d'explicitier l'appartenance de ces relevés aux 6 HER de la Grande Terre et de situer les positionnements respectifs des nuages de points appartenant à chaque HER dans ce premier plan. La Figure 23-b rappelle le statut des sites et relevés de l'étude en fonction du degré et de la nature principale des pressions anthropiques rencontrées.

L'étude conjointe de la Figure 22 et de la Figure 23-a permet de matérialiser le positionnement hydrochimique respectif des relevés et des HER dans l'espace des données abiotiques sur lesquelles a été réalisée cette ACP. Bien sûr, les influences principales mentionnées dans les commentaires de la Figure 21 (partie gauche) qui s'appuyaient surtout sur des sites à positionnement extrême faciles à repérer, se vérifient, mais la mise en perspective de ces 2 figures permet de rentrer avec un peu plus de repères sur des informations contenues à l'intérieur du nuage.

En se repérant sur l'orientation des vecteurs de variables hydrochimiques, la partie du nuage située au-dessous de l'Axe 1 correspond aux situations les moins minéralisées du jeu de données, comme en témoigne l'opposition avec la variable Cond, et à des situations oxygénées probablement liées à des cours d'eau pentus à écoulement turbulent. On retrouve, dans le secteur du bas de l'Axe 2, les relevés de 2 HER à substrats ultramafiques, l'HER D « Plaine du Grand Sud » (ex : relevés des sites RIL2 WAD2 etc...) et l'HER E « Massif Ultramafique » ou l'altitude et le relief plus importants expliquent la plus forte affinité avec la variable Sat O_2 (ex : relevés des sites DMS1, AWA1 etc...).

Dans ce même secteur situé sous l'Axe 1 mais en se déplaçant vers la gauche, on trouve successivement les sites les moins minéralisés de l'HER F « Massif du Mont Panié », formation métamorphique schisteuse avec des reliefs assez importants (ex : relevés des sites DIA1, TAO1 etc...) puis, encore plus à gauche, des sites appartenant à une autre formation métamorphique schisteuse, produisant des cours d'eau plus minéralisés et situés à basse altitude, l'HER C « Collines Schisteuses de la Pointe Nord » (ex : relevés des sites TAD1, DIA2 sous l'Axe 1, DIA3 et NOM1 en passant au-dessus de l'Axe 1, etc...).

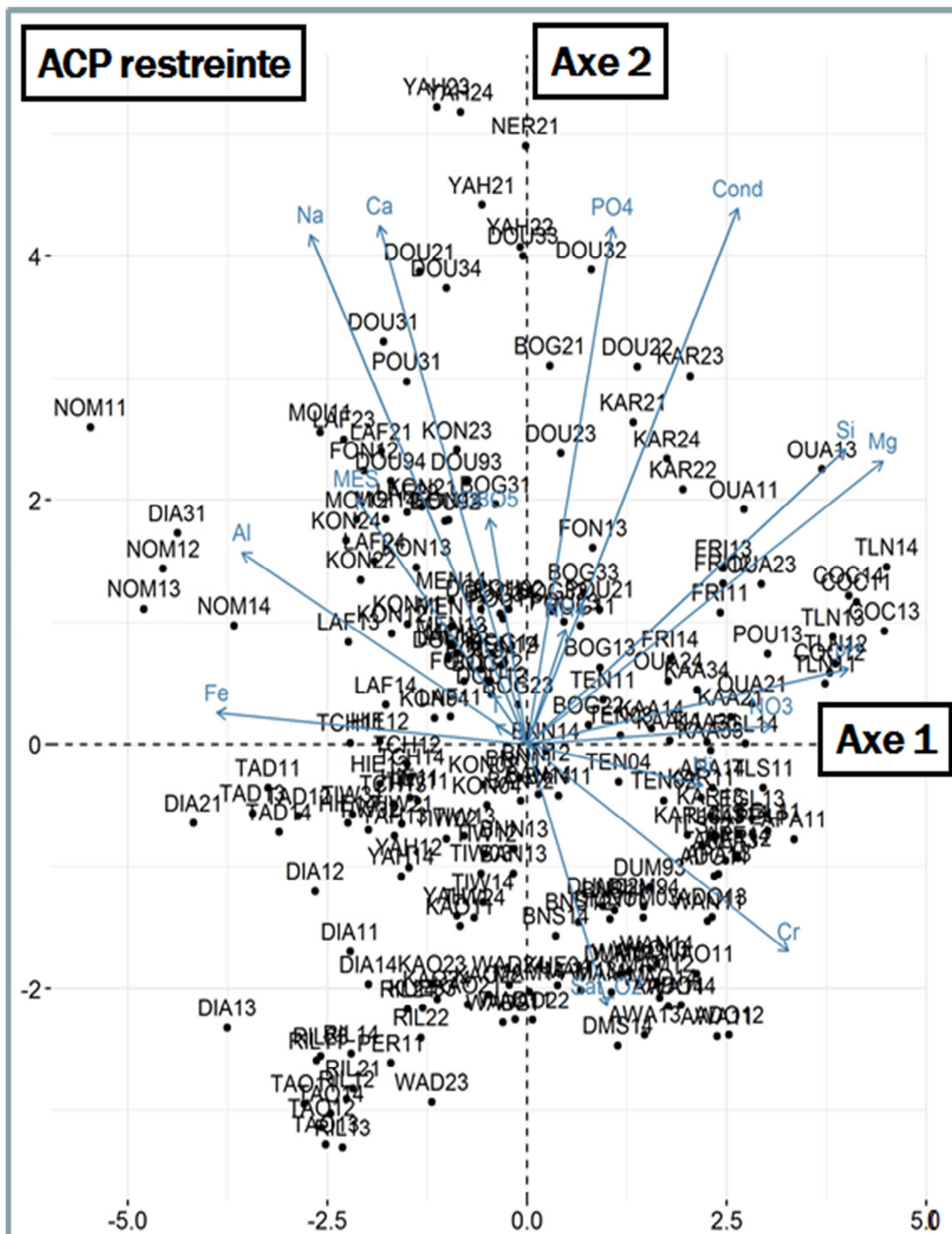


Figure 22 : Croisement (Axe 1 X Axe 2) de l'ACP restreinte : positionnement des relevés individuels.

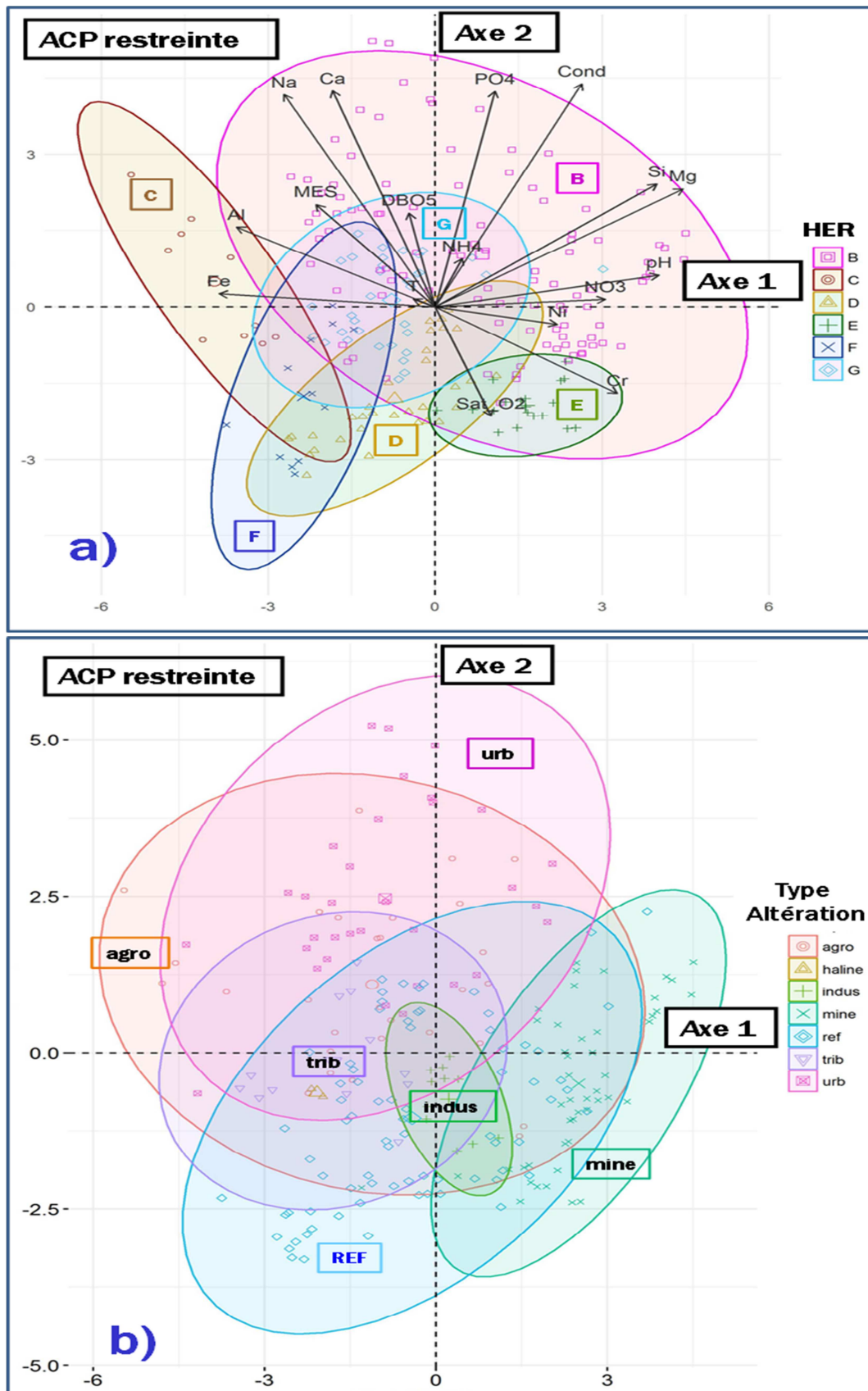


Figure 23 : Croisement Axe 1 X Axe 2 de l'ACP restreinte : a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le statut du site.

Les cours d'eau appartenant à l'HER G « Cœur de la Chaîne Centrale » se situent en position centrale dans le nuage de relevés, dans tout le secteur entourant l'origine du

croisement d'axes, et présentent donc des conditions hydrochimiques relativement centrales et neutres par rapport aux gradients hydrochimiques particuliers que l'on peut trouver sur la Grande Terre. En fonction de son relief escarpé, on peut voir que cette HER est assez préservée des altérations anthropiques (le positionnement des relevés n'est pas tiré par les principales variables d'altération). Quelques relevés sont modérément tirés par la variable MES donc probablement soumis à des phénomènes d'érosion, ce qui est normal en zone montagneuse et en conditions arrosées (exemples typiques de cette HER : KON0, KON1, MEN1, TCH1, etc...).

La dernière HER de la Grande Terre est l'HER B « Plaine Littorale Ouest ». Comme l'indique son positionnement large et s'étendant jusqu'à la partie haute du plan, c'est cette HER qui connaît les conditions hydrochimiques et de pollution les plus variées de la Grande Terre. Son hydrochimie naturelle recouvre au moins partiellement les domaines hydrochimiques couverts par la plupart des autres HER de Grande Terre, à l'exception de l'HER C « Collines schisteuses de la Pointe Nord », qui est dotée d'une hydrochimie très spécifique marquée par les gradients de Fe et d'Al.

Il y a une raison sous-jacente à cette grande variabilité de l'hydrochimie. En effet, cette HER B, positionnée à faible altitude sur toute la bande littorale Ouest, draine des cours d'eau traversants dont l'exutoire, pour des raisons topographiques, débouche sur le littoral Ouest alors que pratiquement aucun n'est natif de cette HER-même. Certains proviennent de l'HER G « Cœur de la Chaîne Centrale », d'autres de l'HER E « Massif Ultramafique ». Plusieurs rivières, issues de petits massifs ultramafiques résiduels, s'écoulent ensuite au travers de cette plaine littorale. Leur hydrochimie est donc dès le départ marquée par les substrats ultramafiques (teneurs élevées en Mg, en Si, en Ni, en Cr) et le passage dans les substrats volcano-sédimentaires ne parvient pas à effacer cette signature très spécifique, mais simplement à la mitiger (les stations de ces rivières à hydrochimie composite se situent vers la droite du plan, dans le secteur proche de l'Axe 1). Certaines de ces rivières qui prennent naissance dans une formation ultramafique et s'écoulent ensuite vers le littoral Ouest, malgré leur appartenance à cette HER B, subissent des effets relativement marqués d'altérations de type minier (présence de métaux lourds Ni et Cr, érosion latéritique...). C'est par exemple le cas de La Foa (LAF), de la Mwo Kara Awi (KAA), de l'Affluent Papainda (EGL1), de la Rivière Coco (COC1) etc...

L'appartenance géographique de sites à cet ensemble naturel « Plaine de l'Ouest » correspond donc à un fourre-tout composite et plutôt hétérogène. En effet, la plupart des cours d'eau qui s'écoulent d'Est en Ouest dans cette zone, perpendiculairement aux lignes de pente, traversent seulement cet ensemble après avoir pris leur source dans une autre zone naturelle qui a marqué d'emblée leur signature hydrochimique et leur flore diatomique. C'est la raison sous-jacente à cette grande variabilité des conditions hydrochimiques couvertes par l'HER B dans la Figure 23-a.

Une conséquence opérationnelle assez immédiate est que, pour pouvoir évaluer de façon suffisamment judicieuse les cours d'eau traversant cette HER, il va être important d'acquérir une idée d'ensemble représentative de la totalité de leur bassin versant intégré à l'amont du site pour savoir à quel système naturel de référence il conviendrait de les comparer. Contrairement aux autres HER de Nouvelle-Calédonie qui constituent bien des ensembles naturels homogènes, cette HER représente donc un cas particulier.

L'appartenance géographique d'une station d'un cours d'eau à cet ensemble « Plaines de l'Ouest » ne signifiera donc qu'il faille évaluer automatiquement ces cours d'eau à partir de situations de référence volcano-sédimentaires propres à cette HER, cette remarque méritant tout particulièrement d'être prise en compte pour l'évaluation de qualité ciblant les impacts miniers. Une réflexion particulière va donc devoir être conduite dans la suite de ce travail pour évaluer sur une base différente certains cours d'eau de cette zone sous l'influence amont de massifs de péridotites par rapport à d'autres sous influence très dominante ou complète de conditions volcano-sédimentaires.

L'étude conjointe de la Figure 22 et de la Figure 23-b permet de matérialiser le positionnement hydrochimique respectif des relevés, selon leur statut typologique vis-à-vis des altérations anthropiques dominantes, dans l'espace des données abiotiques sur lesquelles a été réalisée cette ACP.

Les sites ayant un statut de référence se situent dans une bande centrale positionnée Sud-Ouest / Nord-Est par rapport à ce 1er plan de l'ACP (ellipse bleue « REF »). En partant du bas du quartier Sud-Ouest, on trouve en premier les sites de référence des HER métamorphiques et schisteuses F « Massif du Mont Panié » et C « Collines Schisteuses de la Pointe Nord », avec de faibles minéralisations et une signature géochimique marquée par le Fe et l'Al (roches métamorphiques schisteuses d'origine basaltique). On trouve ensuite, dans le secteur central du plan, les sites de référence appartenant à l'HER G « Chaîne Centrale ». Dans le secteur inférieur de l'axe 2, en passant du quartier Sud-Ouest au quartier Sud-Est, on trouve successivement les sites ultramafiques de référence typiques de l'HER D « Plaine du Grand Sud », puis de l'HER E « Massif Ultramafique », plus oxygénées du fait de l'altitude et du relief. Enfin, dans le secteur proche de la partie droite de l'Axe 1 et légèrement au-dessus, partiellement en mélange avec certains sites de référence des 2 HER ultramafiques précitées, on trouve des sites de référence volcano-sédimentaires de l'HER B « Plaine Littorale Ouest ». Ce chevauchement des domaines de référence illustre bien que certains sites d'étude de référence situés géographiquement dans l'HER B sont sous une influence naturelle amont de reliefs à géochimie ultramafique.

Les sites sous influence industrielle sont localisées de façon assez centrale dans le plan de l'ACP, ce qui signifie notamment que ces usages ne semblent pas provoquer d'impact notable lié à un enrichissement organique ou trophique sur ces cours d'eau aux sites d'étude retenus par rapport à l'ellipse des sites de référence. Au vu des importants recoupements d'HER qui existent dans cette zone du plan, leur positionnement ne préjuge que peu de l'HER à laquelle ils appartiennent, la seule exclusion qui apparaît assez nettement étant qu'ils ne sont pas implantés sur les 2 HER métamorphiques C et F (Collines Schisteuses de la Pointe Nord et Massif du Panié).

Malgré ce positionnement apparemment favorable dans l'analyse (pas de signe particulier d'enrichissement trophique), il n'est pas exclu que les sites à usage industriel puissent provoquer des impacts toxiques non pris en compte dans cette ACP. En effet, même qu'il semble d'ores et déjà ressortir que les rejets industriels ne contiennent pas de quantités excessives des métaux cibles suivis dans le cadre de cette étude (auquel cas les relevés seraient tirés par les vecteurs de ces variables), si ces industries déversent d'autres substances chimiques ou organiques de synthèse dans les milieux récepteurs, cette ACP basée sur une sélection de 17 variables abiotiques pourrait difficilement en faire état, vu que les analyses de ces substances, non disponibles, n'ont pas participé à structurer les résultats de cette ACP.

Cette réserve vise simplement à préciser que, s'il semble exclu que les sites industriels documentés dans cette étude provoquent un enrichissement trophique et métallique chronique et d'incidence notable mettant en jeu les paramètres suivis (une incidence accidentelle ponctuelle reste cependant possible), il ne faudrait pas déduire trop hâtivement, en fonction du positionnement très central de l'ellipse des relevés sous l'influence de l'industrie, que la situation à l'aval de ces industries ne pose aucun problème environnemental et les rend équivalents à des sites de référence, notamment sur l'aspect d'autres micropolluants toxiques éventuels non suivis dans le cadre de la présente étude.

Pour continuer l'exploitation de la partie droite de ce plan, une information intéressante qui ressort est que l'ellipse correspondant aux sites sous influence minière contient des sites intimement mêlés aux situations de référence ultramafique (zone de recoupement entre l'ellipse « mine » et l'ellipse « REF »). Si l'on se réfère à la projection des vecteurs de variables abiotiques dans le même plan (voir Figure 23-a), on peut constater que la moitié des relevés sous influence minière, par rapport aux relevés de référence pour la zone, sont projetés en position marginale, dans la même direction que les vecteurs de variables Cr, Ni, NO₃, pH, Mg et Si. Cela tend à montrer que, dans un contexte géochimique naturel où le pH et les valeurs de concentrations en ces éléments dissous sont déjà naturellement plus fortes que dans le reste du jeu de données (voir positionnement des relevés de référence pour cette zone), les altérations liées à l'exploitation minière tendent encore à renforcer la concentration des eaux en ces éléments, donc à déplacer la projection des relevés vers la partie droite du nuage de points. Les points subissant de notables impacts miniers sont donc à rechercher dans cette zone marginale à droite du nuage de points (ex : en repérant les sites à partir du bas de la Figure 22 et en remontant, AWA1, ADO1, DUM9, WAN1, APA1, EGL1, KAA2, KAA3, OUA2, TLN1, TLS1, COC1 etc...).

Enfin, les relevés sous influence d'altérations occasionnées par les tribus, par l'agriculture et par l'urbanisation se projettent surtout au-dessus de l'Axe 1 et en direction du Nord-Ouest ou du Nord du nuage (les situations en-dessous ou au voisinage immédiat de cet Axe 1 ayant plutôt un statut proche de sites de référence).

Si l'on se réfère en même temps à la Figure 22 et à Figure 23-b, on note que les sites sous influence des tribus, qui couvrent aussi des secteurs centraux du plan identiques à des sites de référence, ne s'étendent que modérément en direction du Nord-Ouest et au Nord par rapport à des sites sous altération agricole et des sites sous altération urbaine. C'est rassurant et montre que, malgré leurs pratiques vivrières et des pollutions de type domestique ou petit élevage extensif, les tribus génèrent nettement moins de nuisances environnementales que ces 2 dernières occupations du sol.

On peut voir que des sites à activité agricole peuvent être retrouvés dans l'HER E « Plaines Ultramaquiques du Sud » et dans l'HER B « Plaines Littorales Ouest, dont la topographie relativement plane est favorable à ce type d'activités. Quelques-unes sont situées dans l'HER G « Chaîne Centrale » et, vers le haut et la gauche du nuage, on peut aussi en trouver certaines dans les 2 HER schisteuses, avec certaines situations tirées vers le haut (enrichissement trophique) dans l'HER C « Collines Schisteuses de la Pointe Nord » et dans l'HER B « Plaine Littorale Ouest ».

Les sites sous pression urbaine qui entraînent une altération trophique notable sont tous situés dans l'HER B « Plaine Littorale Ouest ».

Les sites suivants manifestent des altérations trophiques et/ou organiques atteignant déjà un niveau d'impact significatif : KAR2, FON1, KON 2, POU3, BOG2 et BOG3, DOU2 et DOU3.

Les relevés situés vers le haut du nuage, qui manifestent ainsi les plus fortes altérations liées aux orthophosphates et à la matière organique (DBO_5) de tout notre jeu de données d'étude, sont les relevés sous influence du rejet de STEP très impactant de Nouméa (les 4 relevés YAH2).

En complément de l'examen détaillé de ce premier plan (Axe 1 X Axe 2), qui contient la plus grande part de l'information structurante de cette ACP, il est intéressant d'étudier les éléments complémentaires d'information apportés par le croisement (Axe 1 X Axe 3).

L'étude conjointe de la Figure 24 et de la Figure 25-a (pages suivantes en vis-à-vis) permet donc de matérialiser le positionnement hydrochimique respectif des relevés et des HER dans le deuxième plan de l'ACP restreinte.

L'Axe 1 apportant les informations les plus structurantes de l'analyse, l'organisation de ce 2^{ème} plan (Axe 1 X Axe 3) reste très similaire du point de vue du gradient porté par cet axe (vers la gauche, substrat naturel métamorphique schisteux tiré par les variables Fe et Al ; vers la droite, influence ultramafique, en passant en milieu d'axe par les substrats volcano-sédimentaires représentés dans l'HER B « Plaines littorales Ouest »).

L'Axe 3 est grosso-modo organisé selon la même logique globale que l'Axe 2 dans le plan précédent. Dans sa partie basse, on trouve des stations probablement oligotrophes sur reliefs et avec forte affinité avec la variable Sat O_2 (Sites FON1, POU1, POU2, DOU2, BOG1 et BOG2, TEN 1, KON0, TIW0, TIW1 et TIW2 etc...).

Les sites sur substrats métamorphiques schisteux (HER C et F) se situent toujours sur la partie gauche du plan et en correspondance avec les variables Fe et Al (DIA1, DIA2 et DIA3, TAD1, NOM1).

Malgré certaines caractéristiques structurantes communes, par rapport à l'Axe 2, l'Axe 3 permet de mieux repérer, complètement à droite, les sites qui dépassent dans le domaine couvert par l'HER B « Plaine Littorale de l'Ouest » par rapport à l'HER E « Massif Ultramafique ». On peut repérer par les symboles carrés de couleur bistre des sites géographiquement implantés dans l'HER B, mais qui subissent indéniablement une influence amont, et même des altérations minières du massif ultramafique ou de petits massifs ultramafiques résiduels dominant la côte Ouest. On trouve dans ce cas les sites comme POU1, OUA1, OUA2, COC1, TLN1, TLS1, EGL1 etc...

Malgré qu'ils soient rattachés géographiquement à l'HER B par la projection de leurs coordonnées géoréférencées, en fonction des influences hydrochimiques de type ultramafique qu'ils subissent sur l'amont de leur bassin versant et des pressions de pollutions d'origine minière auxquelles ils sont exposés, les sites précités seront donc plutôt à évaluer en comparaison à des références ultramafiques.

Même si, comme l'Axe 2, cet Axe 3 prend en charge des variables d'enrichissement anthropique vers le haut, l'information est structurée un peu différemment. Il fait mieux correspondre la variable NO_3 et les variables sous influence ultramafique Ni et Cr, signant ainsi des sites ultramafiques de l'HER E « Massif Ultramafique » présentant une teneur sensible en NO_3 (ADO1, AWA1). A noter également dans l'HER B, les sites KAR2, APE1, EGL1..., qui présentent aussi une forte affinité avec le NO_3 .

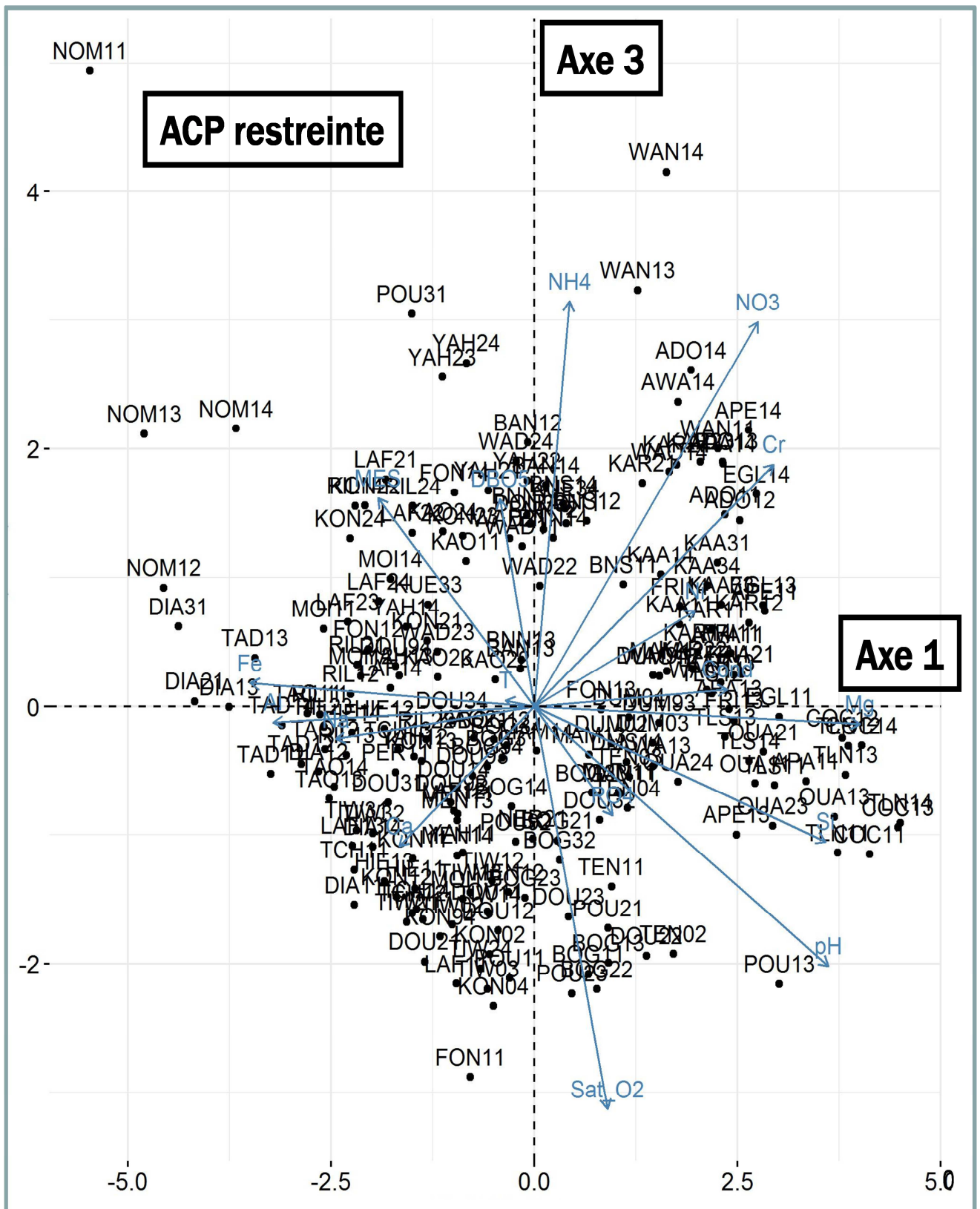


Figure 24 : Croisement (Axe 1 X Axe 3) de l'ACP restreinte : positionnement des relevés.

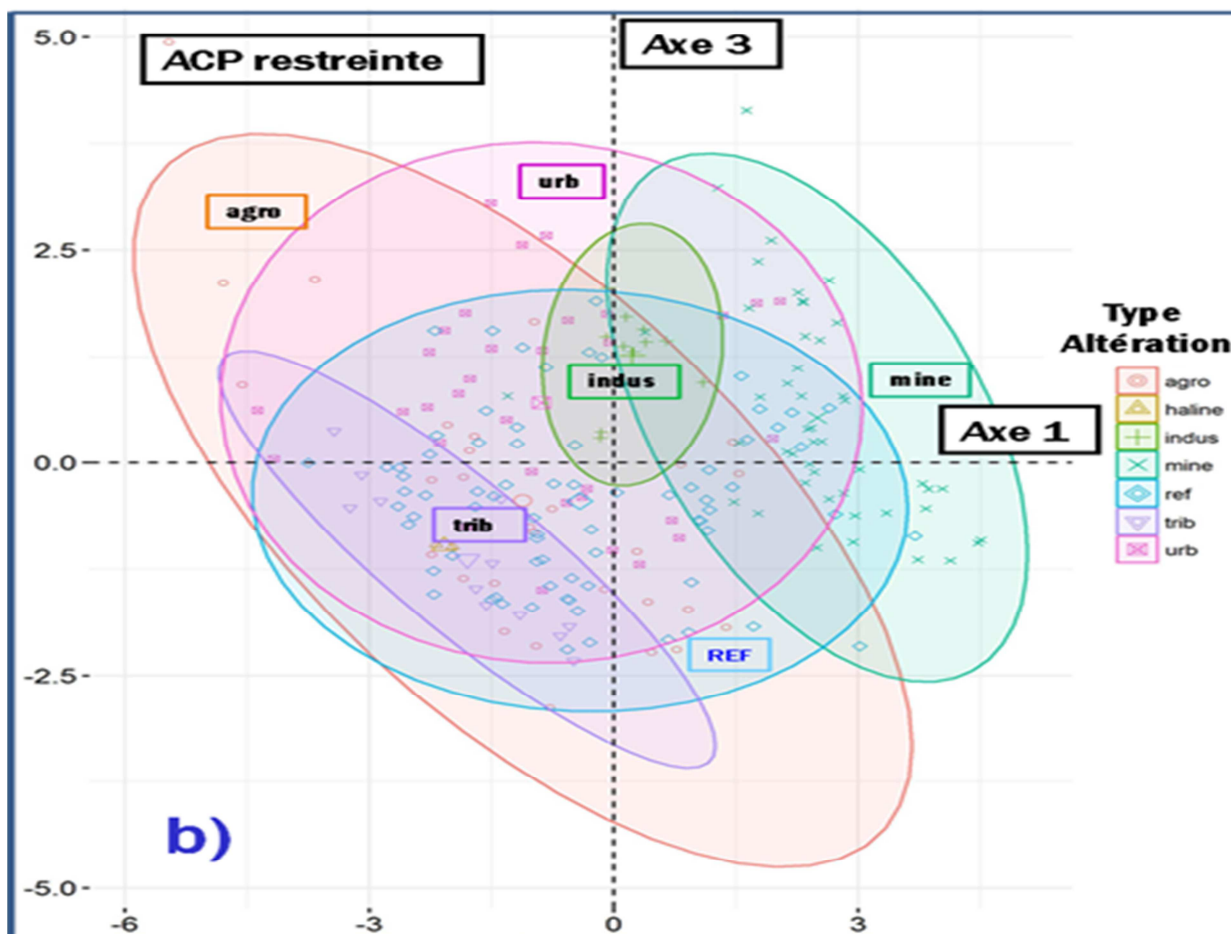
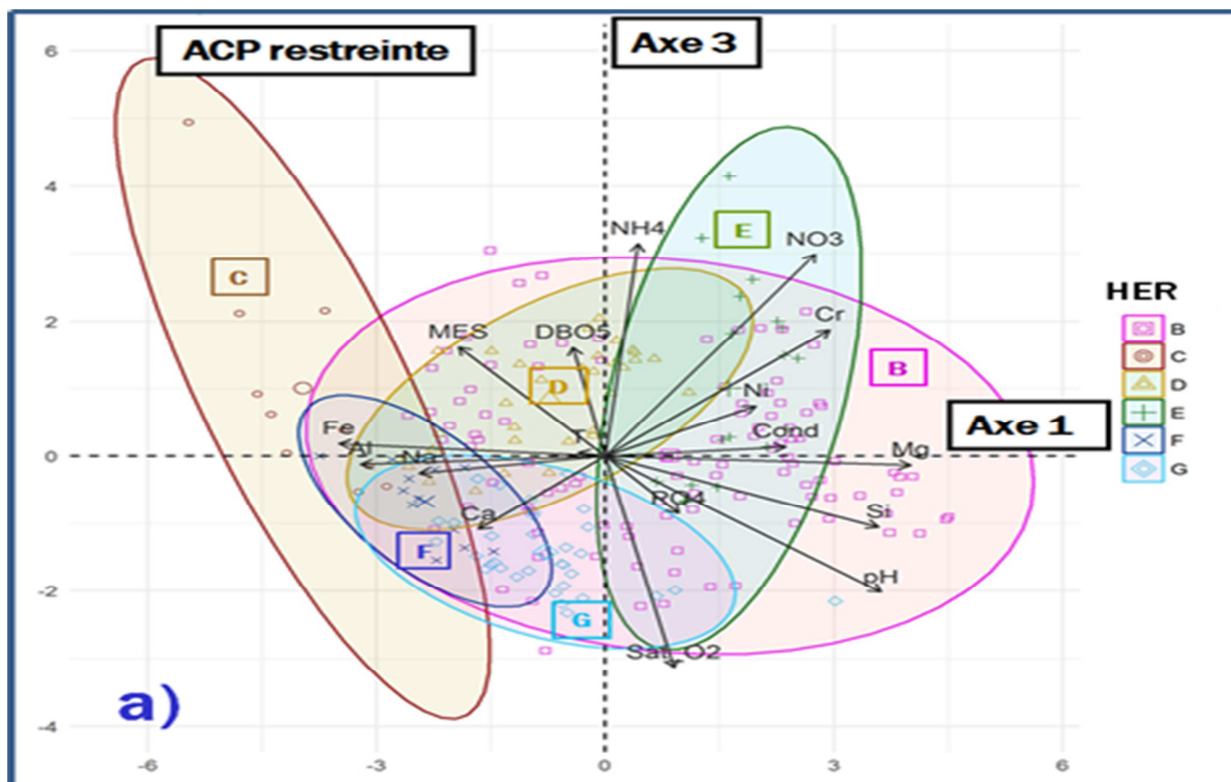


Figure 25 : Croisement Axe 1 X Axe 3 de l'ACP restreinte : a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le statut du site.

De plus, cet Axe 3 est celui qui prend le plus en compte l'influence de la variable NH_4 (sites WAD2, KAR2, BAN1 -probablement impact d'une base-vie minière en amont dans ce cas, YAH2, POU3 et surtout WAN1).

L'examen de la Figure 25-b présente aussi une similitude d'organisation d'ensemble de l'information le long de l'Axe 1, mais des différences le long de l'Axe 3. On constate un agencement des 3 types d'occupation (tribu, agriculture et urbaine) emboîté à peu près selon le même principe (plutôt à gauche de l'Axe 3) et selon la même logique d'intensité d'impact.

Les sites estampillés tribus se situent tout en en bas et à gauche du nuage de points et en chevauchement important avec la projection de sites de référence, montrant que dans ce plan également, l'altération liée aux activités vivrières ne provoque qu'une pression anthropique de négligeable à modérée selon l'importance de la tribu et les conditions locales de connexion au cours d'eau. Puis l'activité agricole s'étend plus vers le haut et la gauche, allant jusqu'à couvrir en position extrême dans cette direction certains sites de l'HER C « Collines Schisteuses de la Pointe Nord ». Les sites urbains, pour leur part, couvrent un assez large domaine s'étendant depuis la zone centrale des sites de référence jusqu'à des sites vers le haut de l'Axe 3 très significativement tirés par les variables NH_4 et DBO_5 (les plus détachés étant POU3, YAH2), et NO_3 (KAR2 et YAH2).

Sur ce plan comme sur le précédent, les sites industriels se projettent en position assez centrale, l'essentiel des relevés étant distribués en chevauchement avec la zone des sites de référence. Ces sites industriels ne semblent pas manifester d'enrichissement trophique spécifique, du moins de façon chronique, mis à part le site BAN1 qui manifeste une certaine affinité de positionnement avec la variable NH_4 . Comme déjà indiqué pour le croisement d'axes précédent, ce constat rassurant sur le plan trophique et sur le plan des métaux lourds suivis dans le cadre de ce programme (essentiellement Ni et Cr) n'exclut pas que ces activités industrielles puissent provoquer des d'impacts toxiques sur les milieux aval en mettant en cause d'autres substances toxiques non couvertes par les analyses d'eau.

En allant vers le secteur le plus à droite de l'Axe 1 et dans la moitié droite du plan délimitée par l'Axe 3, on retrouve, positionnés de façon un peu différente que pour le croisement (Axe 1 X Axe 2), les sites à usages miniers. Dans la partie de cette ellipse proche du centre du nuage, on trouve en mélange des sites ultramaïques de référence et des sites miniers qui semblent ne pas provoquer d'impact notable sur les cours d'eau aux stations suivies. Par contre, en progressant vers le haut et la droite, on peut retrouver, comme à l'examen du 1^{er} croisement d'axes, des sites sous un gradient de pollution minière (APE1, OUA2, TLN1, TLS1, COC1, KAA2, KAA3, AWA1, ADO1, DUM9, WAN1, APA1, EGL1, etc...).

Dans la catégorie « sites miniers », certains sites spécifiques manifestent une teneur notable de NO_3 (ADO, APE, AWA, WAN1) et, pour d'autres, de NH_4 (WAN1, BAN1, WAD2 à la 4^{ème} campagne). Cela suggère qu'un certain niveau de lixiviation de nitrate intervient naturellement dans cette zone suite à de la minéralisation de matière organique.

Cependant, au-delà des teneurs qui provoquent une signature naturelle « nitrates » dans cette zone ultramaïque, des teneurs plus élevées que la moyenne en nitrates et en NH_4 pourraient être le révélateur d'une répercussion sur le cours d'eau de rejets indirects liés à l'activité minière.

Ces éléments ont vraisemblablement pour origine des rejets liés à une « base-vie » ou encore à la pratique de revégétalisation employant des matières organiques.

Dans la partie située vers le haut et la gauche de l'Axe 1, quelques relevés estampillés agricoles de l'HER C sont positionnés sous influence principale des variables Fe et Al (géochimie particulière de cette HER) et MES, peut être en liaison avec un substrat altérable et érodable générant des particules fines argileuses, et aussi au profil du cours d'eau dans sa partie aval avec peu de pente sur un secteur estuarien (Nomac, site NOM1). Ces relevés sont aussi tirés en bordure haute du nuage de points, probablement sous l'influence de variables représentant des nutriments, qui signeraient une possible influence de la pollution agricole et d'élevage.

IV.3 Réalisation d'une biotypologie des assemblages diatomiques à l'aide de la CAH

IV.3.1 Structure du jeu de données des relevés diatomiques

Les référentiels biologiques initiaux obtenus à l'issue du programme Nouvelle-Calédonie contiennent une quantité très importante d'information brute concernant la distribution de taxons sur tous les sites d'étude aux différentes dates. Quelques inventaires biologiques ramenés du terrain ont été observés et dénombrés sans qu'au final, il ait été possible d'y faire correspondre les données complètes de descripteurs abiotiques. Une première action sur la matrice de données diatomiques a donc consisté à ne garder que les données de relevés biologiques que l'on pouvait normalement coupler à l'assortiment de descripteurs abiotiques utiles à l'étude. Le jeu de données biologiques a ainsi été légèrement réduit, représentant **210 relevés utilisables**.

La matrice biologique correspondante, qui contient une grande quantité d'information initiale liée à la réalisation directe des comptages et inventaires, a nécessité quelques toilettes avant analyse. En effet, il a pu y être repéré quelques hétérogénéités, certaines ayant trait au **niveau de résolution taxonomique** sous-jacent au code-taxon employé, d'autres étant relatives à la fois à la **qualité** et à la **représentativité de l'information autoécologique** collectée sur une unité taxonomique donnée identifiée lors des comptages.

Concernant les problèmes touchant à la **résolution taxinomique**, comme déjà indiqué en pages 54 et 55, la matrice taxonomique brute obtenue après exploitation des relevés de terrain contenait **494 codes-taxons différents**, ne représentant pas tous une unité taxonomique homogène identifiée à l'espèce. Après nettoyage de ces hétérogénéités et retrait d'informations tronquées peu utiles à la fondation d'une méthode de bioindication pertinente, la base consolidée des relevés diatomiques de l'étude contient **466 taxons vrais**. Certains d'entre eux sont rencontrés de façon relativement abondante et fidèle dans certaines conditions. D'autres, à la fois trop peu fréquents et trop peu abondants, sont trouvés ou non trouvés de façon trop aléatoire, ne leur permettant pas d'être pris en compte avec suffisamment de fiabilité pour caractériser les conditions écologiques ou des altérations typiques d'un site. Ces taxons trop faiblement représentés ont le mérite d'avoir été repérés et identifiés sur place et de participer ainsi à la connaissance de base sur la biodiversité des flores diatomiques locales, mais ils sont assortis à ce stade d'une connaissance écologique trop lacunaire pour participer utilement à la construction d'une méthode de bioindication.

Sur le principe, il a été jugé préférable d'envisager un processus de seuillage raisonné dont l'objectif est de simplifier la base de données taxonomiques préalablement à la réalisation de la biotypologie et des analyses ultérieures de données utilisées dans le cadre de la création de l'IDNC.

La distribution des taxons dans le jeu de données global est assez classique pour des assemblages diatomiques (cf. Figure 26) :

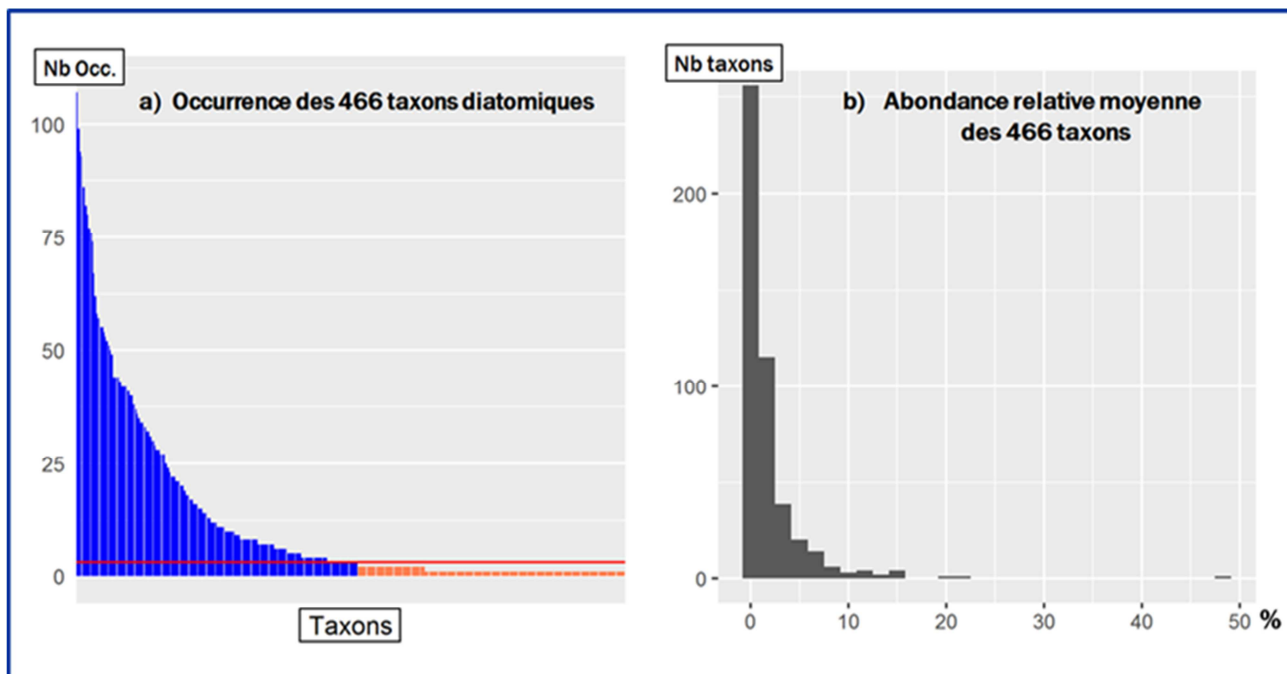


Figure 26 : Diatomées des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie (466 taxons) : a) Distribution de l'occurrence des taxons ; b) Distribution des abondances relatives moyennes.

Si l'on s'intéresse aux occurrences, qui se réfèrent à la présence-absence des taxons par relevé (voir Figure 26-a), en démarrant l'examen de l'histogramme à partir de la gauche, un nombre modeste de taxons est trouvé de façon fréquente ou relativement fréquente. Ainsi, sur **210 relevés complets** couplant normalement les données physico-chimiques et biologiques, **seul 1 taxon est trouvé dans plus de 50 % des relevés** (ADMI : 107 occurrences), ce qui est aussi le cas en métropole et dans les DOM îliens (taxon oxybionte ayant une affinité avec les écoulements turbulents et les eaux bien oxygénées).

Seulement 25 taxons sont présents dans au moins ¼ des relevés (soit dans au moins 53 relevés) et 29 dans au moins 50 relevés. Il y a donc assez peu d'espèces à distribution « large » et il convient aussi de préciser que, même dans cette liste, beaucoup de ces taxons ne sont pas ubiquistes, mais plutôt typiques d'une hydrochimie ultramafique dans certains cas, d'une hydrochimie volcano-sédimentaire dans d'autres cas.

Pour les taxons restants, la distribution chute très rapidement. En effet, **seulement 191 taxons** (soit un peu moins de 41 % du total de 466 taxons) **sont présents sur au moins 5 relevés**. Autrement dit, **une large moitié des taxons** (soit 59 % des taxons) ont été trouvés avec **moins de 5 occurrences**.

Pour caractériser un peu plus précisément la longue queue de comète des taxons sur lesquels, au final, il n'a pu être capitalisé qu'une quantité très limitée d'information écologique structurante, **169 taxons** (soit plus de 36 % du total des taxons identifiés en Nouvelle-Calédonie) **n'ont été trouvés que dans un relevé, donc sur un seul site à une seule date.**

La plupart du temps, l'information écologique capitalisée sur ce grand nombre de taxons peu représentés est encore beaucoup trop limitée pour pouvoir les utiliser en bioindication. Toutefois, il a pu arriver qu'une donnée d'occurrence faible soit parfois modulée par une donnée d'abondance assez importante, ce qui correspond à la définition des taxons qualifiés d'« urbains » (Söderström 1989 ; Gillett et al. 2011) : le taxon semble peu disséminé dans les environnements naturels, il peut par contre pulluler en un faible nombre de lieux quand les conditions locales lui sont favorables. De tels taxons peuvent donc représenter des effectifs importants dans un même relevé, leurs préférences écologiques semblent assez exclusives et bien correspondre aux conditions du ou des sites où on les trouve en nombre. Il est important de leur accorder une attention suffisante car la note indicielle pourra être sensiblement impactée et moins robuste qu'ailleurs si on ne les prend pas en compte dans le calcul indiciel aux quelques sites où ils représentent des effectifs substantiels. Quelques taxons ont ainsi été repérés pour représenter des effectifs notables sur un petit nombre de sites, l'exemple situé le plus en queue de la comète étant le taxon ATPI, rencontré une seule fois pendant toute l'étude mais représentant à lui seul plus de 21 % des effectifs du relevé où il a été compté.

Une autre caractéristique intéressante de la distribution des taxons à garder en tête pour adopter une pratique de bioindication adéquate est leur répartition dans les assemblages exprimée en abondance relative moyenne (voir Figure 26-b). Cette figure ne représente pas l'abondance relative moyenne de chaque taxon dans tous les relevés de tout notre jeu de données d'étude (auquel cas, avec les nombreuses occurrences zéro, les abondances relatives par rapport au jeu de données complet seraient encore plus disproportionnées entre taxons et conduiraient à des valeurs très petites, difficilement exploitables sur le plan visuel), mais elle correspond ici à une représentation de l'abondance relative de l'espèce sur tous les relevés où elle a été comptée. Cette représentation fait ressortir à la fois des taxons cumulant une large dissémination et des effectifs moyens par relevé non négligeables, mais a aussi le mérite de faire ressortir dans la liste quelques taxons « urbains » peu fréquents, mais dont les effectifs marquent sensiblement les assemblages sur les sites où ils sont présents.

Avec cette figuration aussi, comme c'est souvent la règle en matière de communautés diatomiques, le diagramme de distribution apparaît très déséquilibré. Ainsi, un petit nombre de taxons, disséminés entre la partie droite et le milieu de l'histogramme, représentent une abondance relative moyenne plutôt forte dans les relevés où ils sont présents, dans lesquels ils participent de façon très significative à la composition de la communauté. Selon la valeur indicatrice qui leur sera décernée, ils pourront jouer un rôle très sensible sur la note du ou des relevés concernés.

Le plus à droite de l'histogramme, on trouve tout d'abord **quelques taxons « urbains »** qui représentent une abondance relative moyenne importante sur le petit nombre de relevés où ils sont fréquents. Le premier en partant du côté de la queue de comète à droite est le taxon AUGA, présent seulement dans 2 relevés mais où il représente plus de 48 % des effectifs moyens.

On trouve ensuite ATPI, dont il a déjà été question précédemment comme illustration de taxon halin - type (une seule occurrence et 21,4 % du relevé), puis GO15 représentant 20 % de l'abondance relative moyenne sur 8 relevés.

En continuant vers la gauche, il sera encore trouvé **quelques autres taxons « urbains »** présents sur moins de 10 relevés, qui signent des conditions souvent très caractéristiques sur le plan hydrochimique (par exemple un substrat ultramafique pur), **en mélange avec des taxons déjà repérés comme fortement structurants sur le plan des occurrences** (partie a de la figure), donc souvent rencontrés (ADCT, classée 4^{ème} espèce selon ce critère, 15,6 % sur 35 relevés ; EIGU, 5^{ème}, près de 15 % sur 77 relevés ; DELE, 9^{ème}, près de 12,8 % sur 80 relevés ; CEUG, 10^{ème}, plus de 12,1 % sur 99 relevés ; ADMI, 11^{ème} selon ce critère –c'était l'espèce classée N°1 en occurrence- près de 11,7 % sur 107 relevés ; GPUM, 13^{ème}, 11,1 % sur 84 relevés...).

GPUM est un taxon-charnière après lequel il intervient un décrochement assez net (on chute sensiblement en-dessous de 10 % d'abondance relative moyenne). La partie gauche de cette **Sous-Figure 26-b** présente un nombre de plus en plus important de taxons qui contribuent de moins en moins aux abondances relatives des relevés ou ils sont présents. Assez rapidement, ces taxons trouvés dans de moins en moins de relevés ne contribuent plus qu'à la marge aux abondances relatives des relevés où on les trouve. Ils ne représentent donc plus qu'un intérêt marginal pour la pratique de la bio-indication, malgré un effort important à consacrer à leur détermination. Une pratique de **seuillage raisonné** apparaît donc utile afin de permettre une meilleure accessibilité et opérationnalité du nouvel outil diatomique aux intervenants futurs impliqués dans le cadre des réseaux de surveillance.

La Figure 27 en page suivante présente la distribution des **466 taxons identifiés en Nouvelle-Calédonie** dans un ordre décroissant d'occurrence, avec figuration des classes d'abondance relative moyenne.

Compte-tenu de critères ayant trait à la fois à la quantité d'information écologique capitalisée sur chaque taxon, au nombre important de valeurs zéros occasionné dans la matrice biologique par de nombreux taxons trop peu occurrence, ainsi qu'à la simplification souhaitable du jeu de données, il a été jugé utile à ce stade de pratiquer une sélection des taxons porteurs d'une information suffisamment intéressante pour la réalisation des analyses de données ultérieures et pour intervenir dans la suite de la démarche d'élaboration de l'IDNC.

Ainsi, une démarche faisant intervenir un **double seuillage** a été adoptée :

- **Seuillage des taxons > à 3 occurrences** (soit une première sélection systématique des taxons présents dans 4 relevés ou plus). Cette première étape a permis de sélectionner **213 taxons**.
- **Rattrapage de certains taxons urbains** de présence inférieure à 4 occurrences, mais dotés d'une **abondance relative moyenne > 5%**. Cette étape a permis de rattraper 6 taxons intéressants pour compléter la liste de taxons contributifs à l'IDNC, portée à ce stade à **217 taxons vrais à l'espèce** (+ code DEFO).

La liste exhaustive des taxons rencontrés en Nouvelle-Calédonie lors de ce programme, dont est tirée la liste des taxons contributifs à l'IDNC consécutivement à ce double seuillage, est présentée en Annexe 4, et la liste des taxons contributifs à l'IDNC est présentée en Annexe 8 (Tome 2).

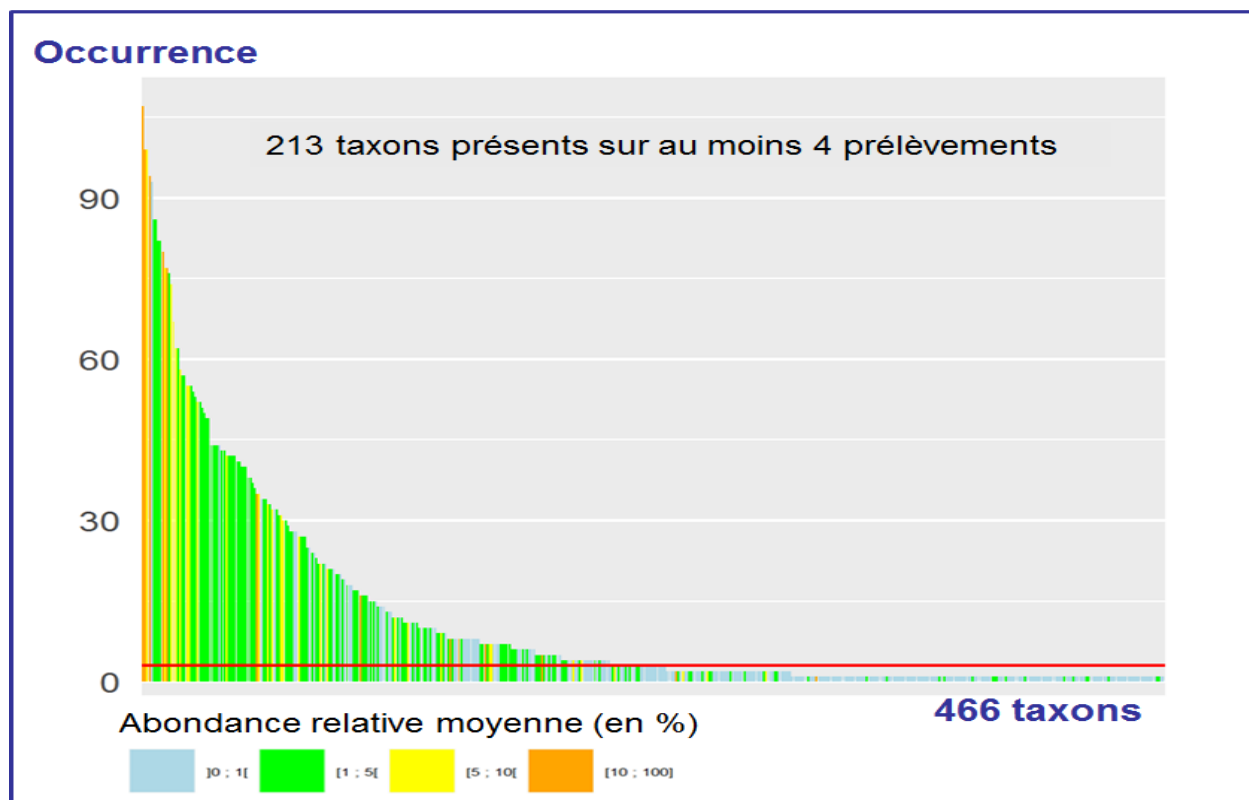


Figure 27 : Distribution des 466 taxons de Nouvelle-Calédonie selon un ordre décroissant d'occurrence et classification de l'abondance relative moyenne.

Il est possible de visualiser, en partie droite de cette Figure 27, 6 taxons « récupérés » par le 2ème seuil, qui correspondent aux 6 bâtonnets de couleur orange ou jaune (abondance relative moyenne supérieure à 5%) trouvés entre la partie droite de l'histogramme et le trait horizontal rouge qui matérialise le niveau du seuil d'exclusion sur occurrence insuffisante (taxons à occurrence comprise entre 1 et 3).

Ces 6 taxons qualifiés d'« urbains » ou halins, occursents dans peu de relevés (entre 1 et 3 relevés), mais susceptibles de représenter une part non négligeable à importante de l'assemblage dans les relevés où ils sont présents, ressortent en jaune ou orange sous la ligne de seuillage de la Figure 27. Ce sont les taxons suivants :

- 3 occurrences : BVIT (5,8 % d'abondance relative moyenne) ;
- 2 occurrences : AUGA (48,5 %), NLBT (8,2 %), DSTT (6,4 %), BPAL (5,2 %) ;
- 1 occurrence : ATP1 (21,4 %).

IV.3.2 Objectifs de la CAH, particularités de mise en œuvre

La présente analyse vise à mettre en évidence les principaux types de communautés de diatomées présentes dans le jeu de données de Nouvelle-Calédonie, en se basant sur l'analyse des similitudes entre communautés diatomiques des différents relevés pour repérer les assemblages-types (aussi appelés biotypes diatomiques).

L'outil biomathématique utilisé est une **Classification Ascendante Hiérarchique** (ou CAH), qui est une méthode de classification itérative.

Ici, la CAH a été conduite sur la matrice des inventaires diatomiques obtenus sur des différents sites d'étude aux différentes dates de prélèvement, ces inventaires étant ici exprimés en abondance relative par espèce, afin de dégager une typologie des principaux assemblages présents dans les cours d'eau de la Grande Terre.

Le principe de la CAH est relativement simple. On cherche à ce que les objets qui vont être regroupés au sein d'une même classe soient le plus semblables possibles (minimisation de l'hétérogénéité intra-classe) et par contre, à maximiser l'hétérogénéité interclasse.

Afin d'établir cette classification, il faut calculer la dissimilarité entre les n objets de la matrice de données utilisée pour la typologie (dans notre cas, les inventaires diatomiques détaillés des n relevés individuels). Pour cela, on doit tout d'abord procéder au choix du critère d'agrégation utilisé en vue de pouvoir quantifier les similarités-dissimilarités entre objets 2 à 2, puis en intra- et en inter-classes. Ensuite, on va successivement regrouper les objets dont le regroupement minimise le plus le critère d'agrégation utilisé, jusqu'à ce que tous les objets aient été regroupés. A la fin de cette opération, les regroupements successifs produisent un arbre binaire de classification (ou dendrogramme) dont la racine correspond à la classe regroupant l'ensemble des individus et les feuilles correspondent aux relevés diatomiques élémentaires. Ce dendrogramme représente une hiérarchie de partitions.

Dans notre cas, la matrice biologique utilisée pour la biotypologie a été la matrice simplifiée des inventaires diatomiques obtenue suite à l'intervention du double seuillage indiqué en page 90, qui a conduit à ne conserver que les 217 espèces vraies suffisamment représentées dans le jeu de données.

Avant de procéder à la CAH proprement dite, il a de plus été procédé à une **transformation d'Hellinger** (Legendre et Gallagher 2001), qui permet de composer avec le problème posé par des matrices taxonomiques contenant un nombre trop important de valeurs 0 (beaucoup de taxons absents de l'assemblage dans beaucoup de relevés).

Ce cas de figure se pose souvent lorsqu'on utilise la composition en abondances relatives des communautés diatomiques et tout particulièrement lorsque l'on observe les caractéristiques globales du jeu de données biologiques collecté en Nouvelle-Calédonie. En effet, même après avoir supprimé, à l'aide de la pratique pré-indiquée, la longue queue de comète constituée des taxons à très faibles occurrences dans les relevés de l'étude, la matrice d'assemblages diatomiques collectés dans les conditions locales, qui présentent des gradients très tranchés d'origine géochimique (ex : opposition entre substrats ultramafiques vs volcano-sédimentaires), conduit à l'exclusion complète d'espèces bien adaptées à certains contextes dans tous les relevés émanant d'environnements très différents. De ce fait, un grand nombre de taxons présents dans le jeu de données global sont complètement absents dans beaucoup de relevés illustratifs de contextes trop éloignés de leurs préférences (abondance relative = 0). Cette présence-absence peut aussi, dans une moindre mesure, être déterminée par le niveau trophique des cours d'eau influencés ou non par des activités humaines (depuis un contexte ultra-oligotrophe de zones naturelles peu biogènes jusqu'à un niveau hypereutrophe du type de celui occasionné par la STEP de Nouméa sur la Yahoué aval (site YAH2).

Cette CAH a été réalisée avec la **Méthode de Ward** (Ward Jr 1963), en utilisant l'**indice de dissimilarité de Bray-Curtis** pour exprimer la distance entre les communautés diatomiques en fonction de leurs différences de composition.

La dernière étape permettant de finaliser la biotypologie vise à adopter un niveau de coupe de l'arbre hiérarchique en le tronquant à un niveau donné, déterminant un nombre de clusters (ici, *de* biotypes diatomiques) considérés comme homogènes en interne en fonction de ce niveau de partition. Selon l'objectif de la typologie et les caractéristiques du jeu de données ayant servi à l'établir, le niveau de coupe peut être déterminé en fonction du besoin de l'utilisateur (celui-ci sachant d'avance combien de classes il va lui être utile d'obtenir), ou être déterminé de façon relativement automatique par une méthodologie biomathématique (il en existe un bon nombre utilisant des critères objectivés, ce qui peut aider à étayer et justifier le niveau de coupe finalement choisi mais ne garantit pas forcément sa bonne adéquation avec le cas que l'on a à traiter...), ou de la faculté de l'utilisateur à objectiver ce qui a structuré l'arbre jusqu'à ce niveau de coupe.

Dans le cas présent, la biotypologie est essentiellement réalisée dans un but exploratoire de prise de connaissance de la structuration des flores en relation avec les conditions hydrochimiques locales, en tentant en particulier de repérer l'influence de la **trame des régions naturelles** et celle des **gradients d'altération anthropique**. Dans cette optique, l'enjeu est de déceler des caractéristiques solides de la composition spécifique des flores et d'être capable de les relier à des caractéristiques environnementales (description de situations-types) ayant pu jouer un rôle intelligible sur cette structuration biologique jusqu'au niveau de coupe retenu.

Il ne servirait pas à grand-chose de vouloir raffiner à l'excès le niveau de coupe de l'arbre, au risque de ne plus être en mesure de dégager les éléments spécifiques de compréhension (basés par exemple sur un faisceau de critères abiotiques externes à la classification) étant intervenus comme éléments clairs de forçage écologique sous-tendant la structuration des communautés multispécifiques-types à ce niveau de coupe.

IV.3.3 Description des biotypes obtenus

L'arbre biotypologique obtenu à partir des données d'inventaires diatomiques exprimées en abondances relatives est présenté en Figure 28 page suivante.

Le niveau de coupe adopté à l'issue de la CAH a conduit à la caractérisation de 7 communautés diatomiques-types pour la Nouvelle-Calédonie, aussi appelées biotypes diatomiques.

Ce niveau de coupe a été choisi d'une part en tenant compte des différenciations écologiques qu'il était possible d'établir entre clusters sur la base des variables abiotiques externes caractérisant leur écologie, et d'autre part en essayant de ne pas conduire à des chevauchements inextricables de clusters trop nombreux dont il ne serait plus possible d'explicitier le positionnement et la signification spécifique sur le plan des conditions écologiques, en s'appuyant notamment sur la projection des clusters dans l'espace des données de l'ACP restreinte.

L'arbre ascendant hiérarchique obtenu se structure dès le début selon l'influence prépondérante des 2 natures principales de substrats géologiques de la Grande Terre.

Ainsi, dès la première dichotomie, l'arbre oppose sur sa partie gauche les 3 premiers clusters, qui représentent des communautés typiquement structurées sous l'influence de substrats ultramafiques (UM) et, sur sa partie droite, des communautés plus diverses sous influence de substrats volcano-sédimentaires au sens large (VS).

Cette biotypologie se structure ensuite de plus en plus finement en descendant dans l'arbre, qu'il a été décidé par expertise de couper au niveau de 7 communautés-types afin de repérer les grandes influences environnementales, voire si possible, anthropiques, qu'il est possible de comprendre et de décrire de manière intelligible.

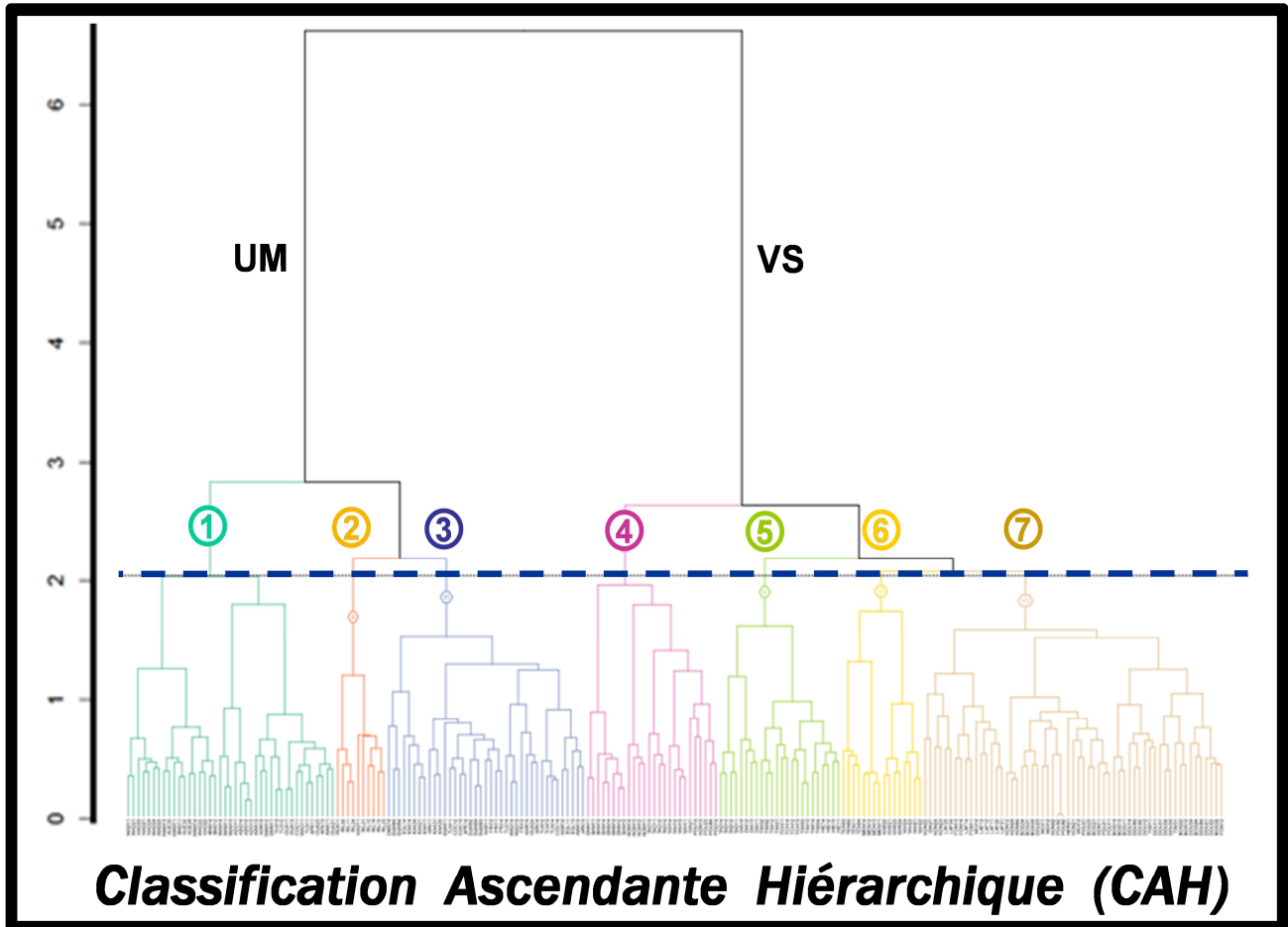


Figure 28 : Arbre biotypologique obtenu à partir des relevés diatomiques de Nouvelle-Calédonie.

Après la première dichotomie, les divisions suivantes traduisent plutôt un effet dominant de structuration de certaines conditions naturelles sur des communautés-types de diatomées, et souvent des appartenances au même continuum amont-aval qui contribuent à apparenter les flores.

A l'analyse, les conditions principales de forçage de la typologie des flores sont donc **d'origine naturelle**, elles incluent un effet substrat lié à la géologie (ultramafique / non ultramafique), un effet altitudinal, thermique et pluviométrique saisonnier, un effet du type de régime de la rivière etc...

Certains clusters incluent à la fois des relevés de sites de référence et des relevés subissant aussi des altérations anthropiques conséquentes, mais qui ne se révèlent pas encore suffisamment structurantes pour matérialiser un basculement typologique de la flore à un niveau de coupe raisonnable. Il s'agit là d'un phénomène classique dans le cas de territoires îliens tropicaux adossés à des reliefs assez importants, qui a déjà été rencontré auparavant à la Réunion et aux Antilles : le drift important de taxons naturels

venant de l'amont procure un effet-tampon conduisant à une résilience accrue des assemblages naturels par rapport à l'effet des altérations anthropiques.

Au niveau de coupe retenu, qui a notamment été choisi en fonction de cette dernière différenciation marquante, la dichotomie obtenue en dernier lieu entre Cluster 6 et Cluster 7 permet de séparer pour la première fois le Cluster 6 structuré en grande partie par des flores naturelles venant de l'amont des bassins versants, sous influence de l'HER G « Chaîne Centrale » ou de l'HER E « Massif Ultramafique » (cas de la Rivière Tene TEN, de la Wa Menao MEN1). De plus, ce cluster isole clairement, au sein d'un même sous-cluster, les 8 relevés les plus intensément concernés par des altérations anthropiques trophiques et organiques de tout notre jeu de données d'étude, à savoir les 4 relevés de la Karikouïé à l'aval de Païta (KAR2) et les 4 relevés de la Yahoué aval (YAH2). Recevant pour sa part les fortes pollutions urbaines et de STEP de l'agglomération de Nouméa, cette dernière station correspond à la situation la plus intensément polluée de tout notre jeu de données sur le plan des enrichissements trophiques d'origine anthropique.

Sur le plan biotypologique, il serait encore possible, en descendant sensiblement plus profondément dans le niveau de coupe, d'isoler dans la partie droite du Cluster 6 le sous-cluster typiquement structuré par ces pollutions composites provoquant un **enrichissement anthropique trophique** des 2 derniers cours d'eau cités. Cependant, pour isoler ce sous-cluster de loin le plus pollué de toute la Nouvelle-Calédonie, il faudrait descendre le niveau de coupe jusqu'à l'identification de **12 clusters différents**. Sur certaines autres branches de l'arbre, ce niveau de coupe nettement plus détaillé conduirait à une subdivision de clusters à un niveau qui ne permettrait plus de repérer à chaque fois un assortiment de conditions environnementales différenciées pour caractériser l'écologie particulière de chacun ces clusters. De même, pour identifier le premier cluster le plus altéré purement déterminé par des **altérations minières typiques** sur substrat ultramafique, il faudrait descendre encore un peu plus profond dans le niveau de coupe (détermination de **15 clusters différents**).

Le niveau de coupe à 7 clusters ici adopté est donc un compromis entre compréhension générale du rôle des grands facteurs de forçage sur la structuration des communautés diatomiques, gain de typicité des assemblages diatomiques et faculté à en caractériser l'écologie spécifique à partir du faisceau de descripteurs collectés au cours de ce programme.

IV.3.4 Localisation et préférences écologiques des biotypes

Afin d'aider à mieux repérer et comprendre le positionnement naturel caractéristique de chacun de ces biotypes, il est intéressant d'une part de projeter les biotypes dans l'ACP restreinte interprétée précédemment, afin d'observer leur positionnement dans le nuage de points et de repérer comment ils s'agencent par rapport aux vecteurs de variables environnementales et par rapport à la projection des HER dans cette ACP.

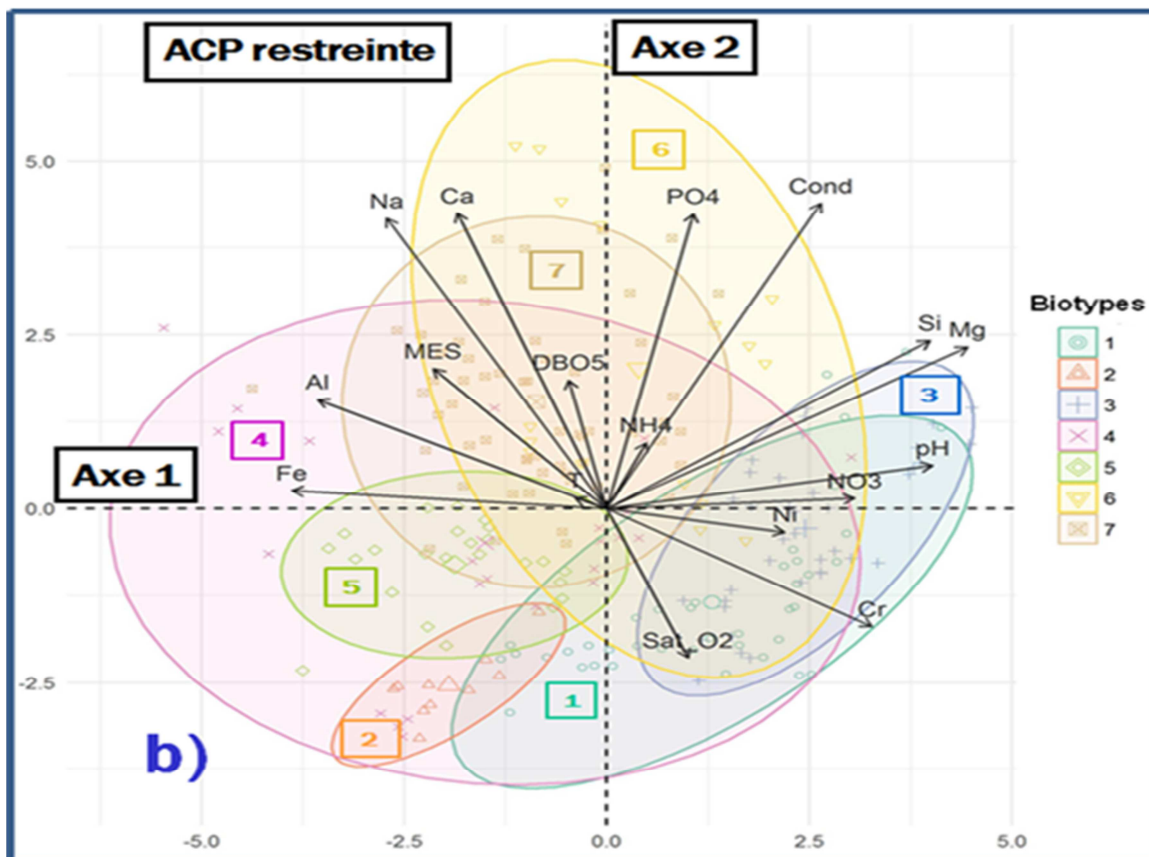
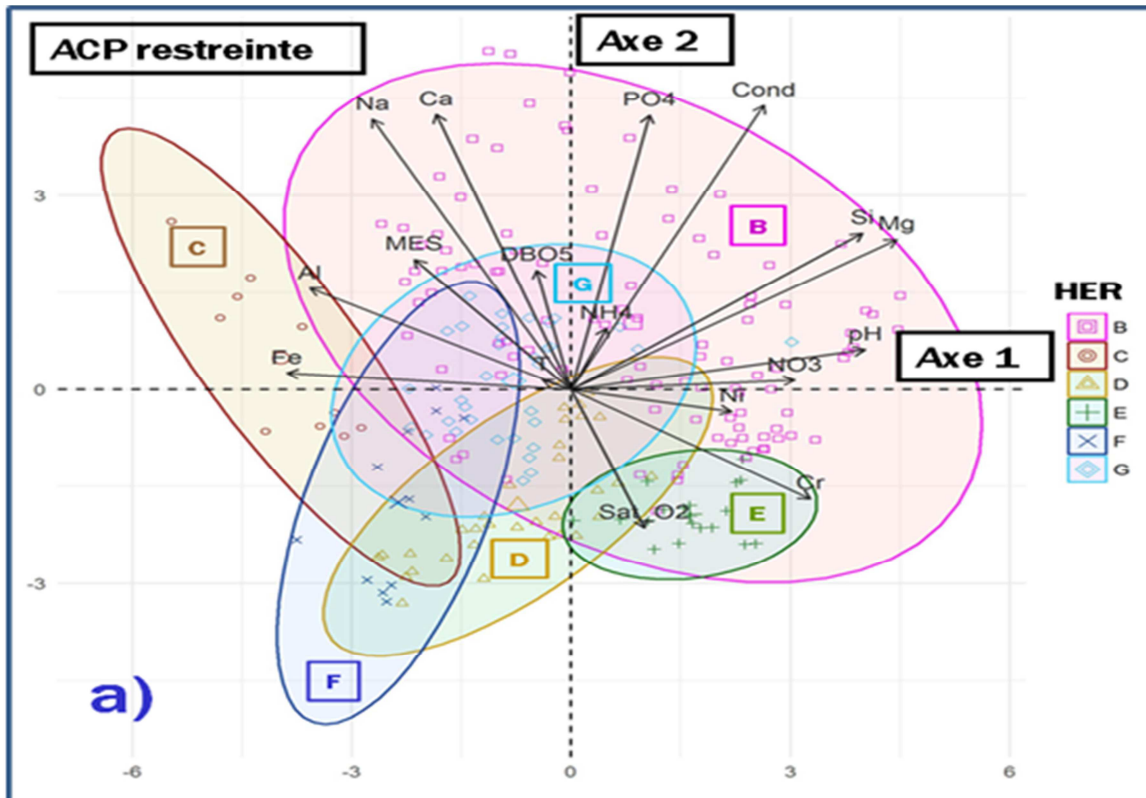
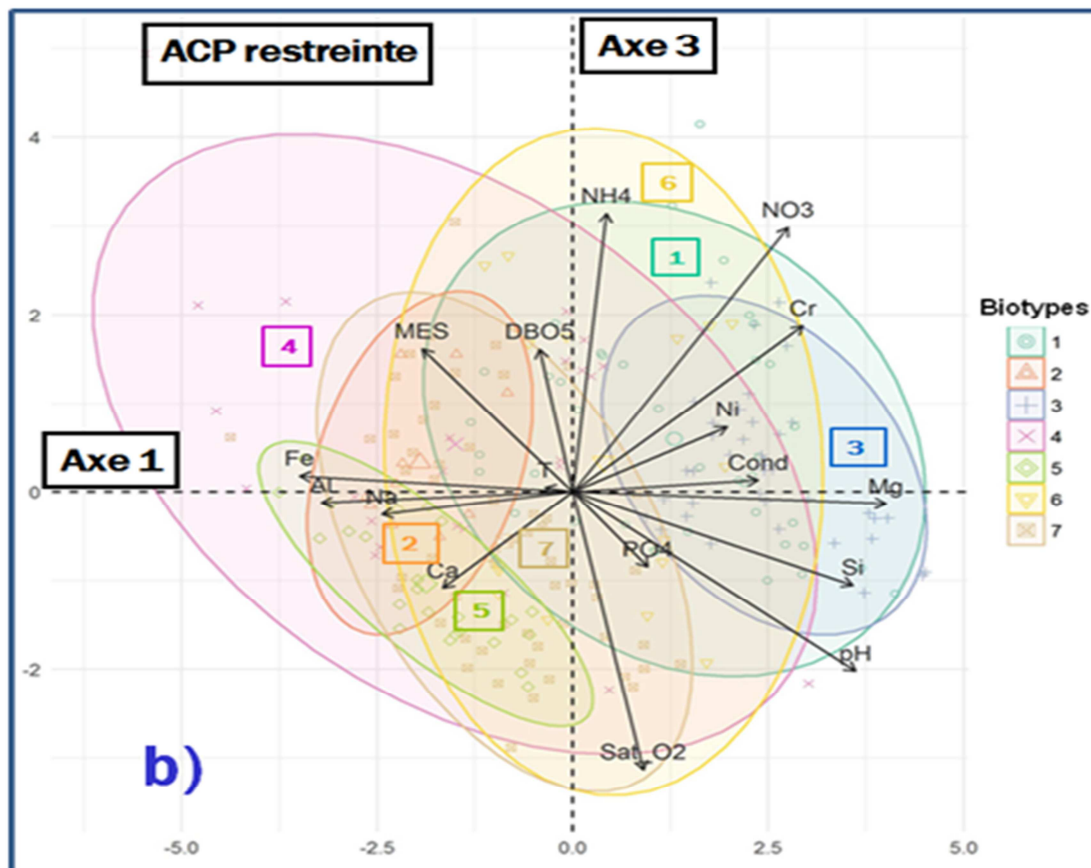
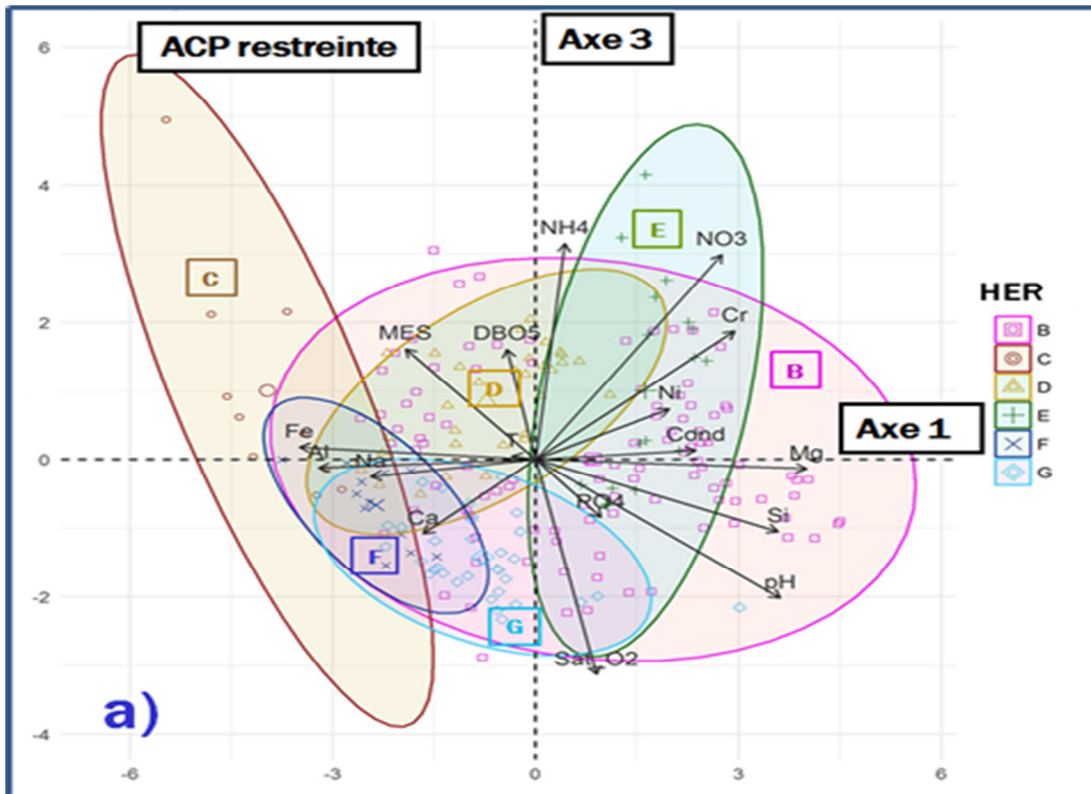


Figure 29 : Croisement Axe 1 X Axe 2 de l'ACP restreinte :
a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le biotype diatomique.



**Figure 30 : Croisement Axe 1 X Axe 3 de l'ACP restreinte :
a) relevés selon l'HER ; b) relevés selon le biotype diatomique.**

A cet effet, la Figure 29 et la Figure 30 (pages précédentes en vis-à-vis) permettent de faire une projection comparative des biotypes (partie b de ces 2 figures) dans le plan

correspondant respectivement au croisement entre (Axe 1 X Axe 2) et entre (Axe 1 X Axe 3) de cette ACP. Ces figures permettent d'étudier et de commenter quel positionnement naturel ces biotypes occupent (partie b de ces figures) par rapport à la trame naturelle abiotique des HER de Nouvelle-Calédonie (partie a de ces figures).

Pour compléter l'information sur le plan de l'autoécologie des communautés diatomiques typiques, la Figure 31 en page suivante permet pour sa part d'illustrer, sur une sélection de variables environnementales discriminantes, quelles conditions abiotiques structurantes correspondent le mieux aux biotypes ainsi définis et permettent de mieux en décrire l'écologie.

Concernant l'élaboration de cette dernière figure, il convient de préciser au préalable que quelques outliers à très fortes valeurs, qui pouvaient impacter fortement l'échelle de représentation (compression excessive écrasant la partie la plus habituelle du gradient), ont été réintroduits avec une discontinuité d'échelle (valeurs figurées en rouge en haut des figures élémentaires).

Entre autres exemples, c'est le cas d'un relevé de la Néra aval sous influence haline directe au moment du prélèvement, qui présentait une conductivité de 5 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, cette valeur sortant complètement de l'échelle adéquate pour pouvoir représenter correctement le domaine des eaux douces.

Dans un autre registre, c'est aussi le cas pour certains relevés de la Yahoué à l'aval de la STEP de Nouméa qui, dans le Cluster 7, présentaient les teneurs les plus élevées en divers descripteurs d'enrichissement anthropique trophique.

La Figure 31 présente tout d'abord, en partie haute, une sélection de 3 variables physico-chimiques générales (pH, Cond. El., Sat. O₂). Puis en 2^{ème} ligne, elle illustre la répartition de 3 variables plus caractéristiques de la géochimie particulière des affleurements géologiques (mg particulièrement lié aux substrats ultramafiques, calcium plutôt associé à des substrats métamorphiques schisteux ayant mis en jeu et intégré des substrats sédimentaires relativement riches en calcium, et Al plutôt lié aux substrats métamorphiques typiques de l'HER C (Pointe Nord).

Sur la 3^{ème} ligne, en partant de la gauche, ont ensuite été sélectionnés 2 paramètres de métaux dissous (Cr, Ni) qui aident à caractériser l'effet-substrat géologique et à repérer les gradients d'impacts miniers.

Enfin, les 4 derniers paramètres sélectionnés (DBO₅, PO₄, NH₄, NO₃) résument l'essentiel de l'information relative aux principaux gradients d'altération anthropique « trophique » et organique.

Etudions maintenant les biotypes déterminés à ce niveau de coupe de 7 clusters, en essayant de décrypter les conditions particulières permettant de caractériser leur écologie.

Comme précédemment indiqué, les **3 clusters de la partie gauche de l'arbre de classification** (Figure 28) ont été partitionnés dès la première division et de façon très dominante par une **influence ultramafique** (influence de substrats originaires du manteau terrestre, qualifiés d'ultrabasiques et enrichis notamment en magnésium et en métaux lourds tels que le Cr et le Ni).

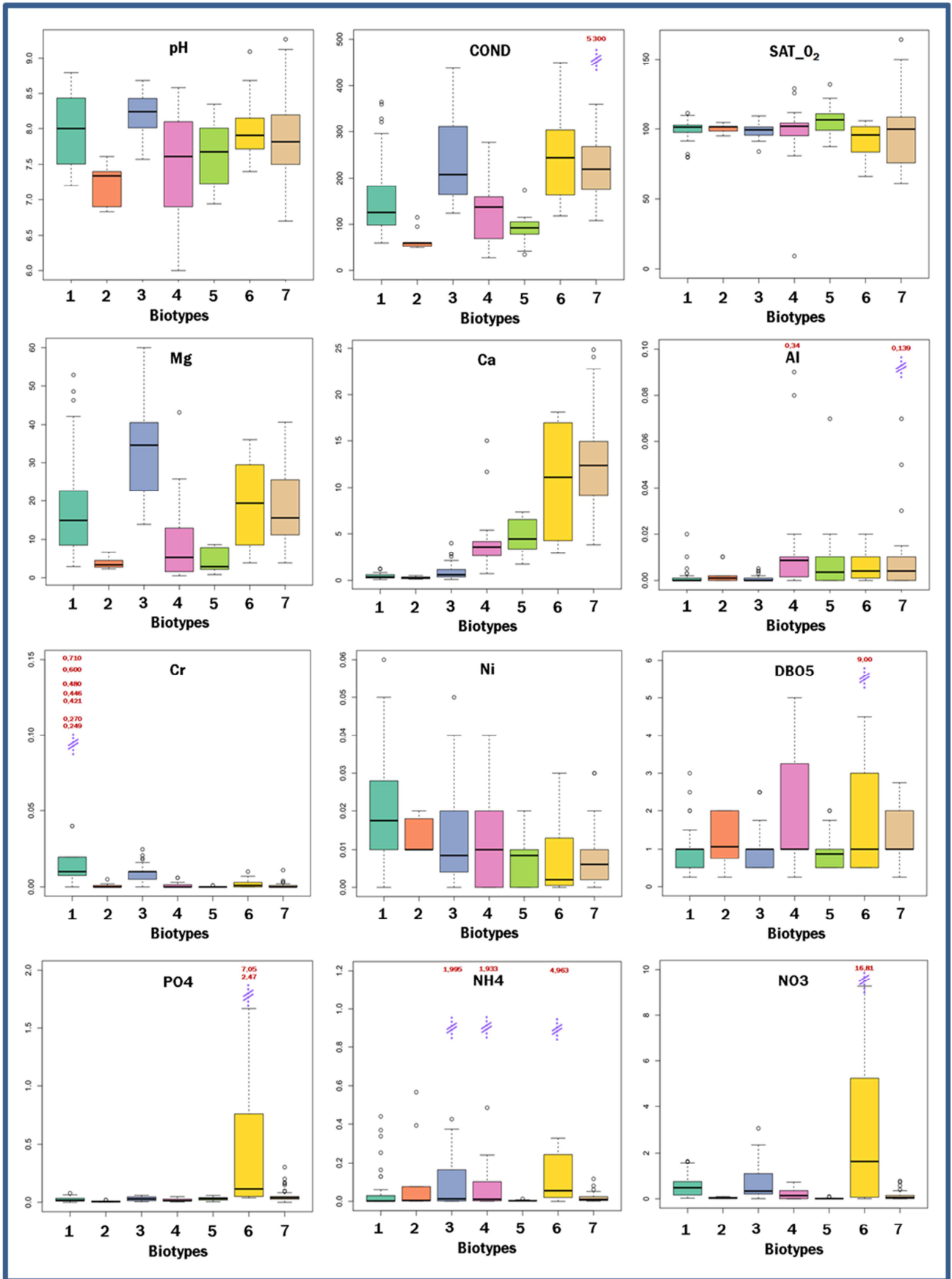


Figure 31 : Caractérisation des préférences écologiques des biotypes diatomiques de Nouvelle-Calédonie.

Le biotype le plus aisé à qualifier dans cette branche ultramafique de l'arbre de classification correspond au **Cluster 2** (couleur orange). C'est un cluster typique de l'HER D « Plaine du Grand Sud », HER intégralement ultramafique, dont les flores très particulières sont surtout caractéristiques de la Rivière des Lacs, mais peuvent aussi être trouvées parfois dans d'autres situations de référence amont pour cette zone (Creek Pernod PER1, Rivière Kaoris amont KAO1). L'examen des Figure 29 et Figure 30 permet de repérer son positionnement en bonne correspondance avec les zones les plus faiblement minéralisées de l'HER D, à l'opposé du vecteur de conductivité électrique dans ces 2 plans.

Si l'on s'intéresse maintenant à ses préférences écologiques, l'examen de la Figure 31 confirme bien l'affinité de ce biotype 2 pour des eaux à pH et à conductivité électrique les plus basses par rapport aux 2 autres biotypes sous forte influence ultramafique, mais aussi l'affinité pour les valeurs les plus basses en Mg de ce groupe de 3 clusters. L'origine de ce positionnement particulier peut résider dans des substrats à péridotites encore peu altérées ou au contraire, recouvertes d'une cuirasse latéritique installée après néogénèse qui imperméabilise les profils et fait dominer le ruissellement rapide par rapport à l'infiltration-percolation. Ce biotype est caractéristique aussi de conditions fortement oxygénées du fait de cours d'eau à forte énergie (substrats grossiers) et à écoulements turbulents.

Ce cluster manifeste par ailleurs des teneurs géochimiques naturellement enrichies en Cr et en Ni (effet du substrat ultramafique), mais **pas ou peu d'impacts miniers additionnels**.

Enfin, il présente **quelques symptômes d'enrichissement anthropique en nutriments** (DBO₅ la plus élevée de ce contexte ultramafique préservé et enrichissement sensible de certains relevés en NH₄), une des origines suspectées étant un camping sur la Rivière des Lacs.

Comme l'indique leur appartenance au premier niveau de division de l'arbre de classification en Figure 28, le **Cluster 1** et le **Cluster 3** voient aussi leurs flores se sélectionner sous l'influence directe d'une **géologie ultramafique** ou, pour quelques sites localisés plus à l'aval et notamment dans l'HER B, sous l'effet **d'influences ultramafiques nettes venant de l'amont de leur bassin versant**.

L'examen des Figure 29 et Figure 30 permet aussi de constater que ces 2 clusters présentent des zones assez importantes de recouvrement et incluent chacun des stations pouvant appartenir à l'HER D « Plaine du Grand Sud », à l'HER E « Massif ultramafique », mais aussi des sites situés géographiquement dans l'HER B « Plaine Littorale Ouest » dont le bassin versant amont subit une influence typologique indiscutable liée à une géologie ultramafique.

Malgré l'important recouvrement des domaines de ces 2 clusters dans l'ACP, on peut remarquer sur la Figure 29 que le **Cluster 1** (cercles sur fond turquoise) est celui des deux qui recouvre le domaine le plus diversifié.

Démarrant d'un secteur situé tout en bas du nuage de relevés et qui empiète un peu sur la gauche du premier plan de l'ACP, par opposition avec le Cluster 3 décrit en détail plus bas, c'est ce **Cluster 1** qui inclut **le plus de sites typiques de l'HER D « Plaine du Grand Sud »** (ex : WAD1 et 2, KAO2, KUE3, BNS etc...). En remontant vers la droite, il inclut ensuite des sites de l'HER E « Massif ultramafique » (ex : ADO1, WAN1, AWA1 etc...).

Puis, en se déplaçant vers la partie de l'Axe 1 en bordure droite du nuage de relevés, ainsi qu'au-dessus de l'Axe 1, il regroupe aussi des sites situés sous influence aval de cette HER et implantés dans l'HER B « Plaine Littorale Ouest » (ex : KAR1, TLS1, APE1, OUA1 et OUA2, COC1 etc...). En complément, l'examen de la Figure 30 (2ème plan de l'ACP, correspondant au croisement Axe 1 X Axe 3) confirme le chevauchement de domaines des Clusters 1 et 3 et le domaine écologique plus étendu et plus varié couvert par le Cluster 1.

Le Cluster 3, plus spécialisé, contient des **sites ultramafiques presque exclusivement originaires de l'HER E « Massif Ultramafique »** (ex : Dumbea amont DMN1 et DMS1, WAO1, AWA1), ainsi qu'une nette dominante de sites de l'HER B « Plaine Littorale » sous influence amont de massifs de péridotites résiduels dont la géochimie et le type d'influence amont ont beaucoup de similitudes avec les influence de la chaîne Centrale (DUM0, DUM1 et DUM9, KAA1, 2 et 3, APA1, COC1, FRI1, TLN1 etc...). Le 2^{ème} plan de l'ACP (Figure 30) confirme tout-à-fait ce positionnement du Cluster 3 sur l'HER E et, tout à droite du plan, sa propagation vers l'aval sur des sites de l'HER B.

Si l'on examine maintenant, sur la Figure 31, les principales différences auto-écologiques entre ces 2 clusters, on peut repérer une minéralisation hydrogéologique ultramafique du Cluster 1 un peu plus faible que celle du Cluster 3 (pH, Cond, Mg), mais par contre une incidence plus forte des métaux lourds dissous (Ni et Cr). Le boxplot du chrome présente même une série de fortes valeurs outliers qui dénotent par rapport au fonds géochimique normal de ce contexte et qui aident à caractériser les sites les plus impactés par les activités minières.

Pour sa part, le Cluster 3, bien que généralement moins impacté sur ce plan, présente lui aussi quelques sites impactés par le nickel et le chrome (sites situés dans la moustache supérieure du box-plot et légers outliers).

Sur le 1^{er} plan de l'ACP (Figure 29), ces sites subissant les plus forts impacts miniers se situent en bordure Sud-Est à plein Est du nuage de points, en bonne correspondance avec l'orientation et l'intensité des vecteurs des variables Cr et Ni. On peut ainsi, en se reportant à la Figure 22 qui projette les vignettes de relevés dans l'ACP restreinte, repérer les sites situés à l'approche de la périphérie du nuage de points dans ce secteur Est ou Sud-Est, ce positionnement marginal, en comparaison avec celui plus central des sites ultramafiques de référence, étant synonyme d'altération minière très probable.

Certains de ces sites, implantés à l'intérieur d'HER ultramafiques (ex : BNN et BNS, KUE, WAN1, WAO1 etc...) seront naturellement comparés à un niveau de référence ultramafique, sans aucun problème par rapport à leur localisation géographique et à leur appartenance à l'HER.

Par contre, **certaines rivières prenant naissance dans une formation ultramafique et s'écoulant ensuite vers le littoral Ouest**, malgré l'appartenance géographique des sites à l'HER B, subissent des effets relativement marqués d'altérations de type minier (présence de métaux lourds Ni et Cr, érosion latéritique...) provenant de l'amont de leur bassin versant. Comme les flores diatomiques ultramafiques naturelles présentent un degré assez élevé de tolérance aux métaux lourds dissous (Cr, Ni) qui, jusqu'à un certain point, font partie du contexte hydrochimique naturel local, **certaines stations de cours d'eau de l'HER B ayant un bassin versant amont sous une nette influence ultramafique** devront être comparées, au moins pour l'évaluation judicieuse des impacts toxiques sous influence de pratiques minières, à des **flores de référence de type ultramafique**.

En effet, les flores de telles rivières sont placées dès l'amont sous une pression naturelle de structuration de type ultramafique et cette biotypologie marquée ne parvient plus à se ré-inverser ensuite, pour cause de drift amont-aval de ces taxons ultramafiques et d'hydrochimie générale du cours d'eau restant sous cette influence.

Les hydrosystèmes ou parties d'hydrosystèmes actuellement connus implantés géographiquement dans cette HER C mais subissant très significativement ce type d'influence (ex : KAR1 et KAR 2, COC1 etc...) ont été soigneusement recensés, et leur liste figure dans un encart de synthèse des conséquences opérationnelles tirées de la biotypologie pour l'élaboration du dispositif d'évaluation IDNC (voir encart en page 111).

En poursuivant l'étude des biotypes définis par l'Arbre de Classification illustré Figure 28, alors que la partie gauche de l'arbre isolait, dès sa première division, tout un ensemble de stations sous influence nette de conditions ultramafiques, sa partie droite isole 4 clusters plutôt associés à des contextes géologiques non-ultramafiques (qualifiés de « volcano-sédimentaires » au sens large, ce terme recouvrant une assez grande diversité d'hydrochimies naturelles). Les caractéristiques de ces clusters, en partant de la gauche, sont les suivantes :

Le **Cluster 4** présente une biotypologie composite présentant dans sa partie gauche des sites sous influence ultramafique de l'HER D « Plaine du grand Sud » (Rivière Baie Nord et, à son amont, le Bras Nord de cette même rivière) et dans sa partie droite, des sites d'hydrochimies naturelles assez diversifiées de l'HER C « Collines schisteuses de la Pointe Nord » (rivière Nomac) et F « Massif du Mont Panié » (rivière Tao), voire de l'HER G « Cœur de la Chaîne Centrale » (Pouembout amont, Koné amont) et même de l'HER B « Plaine Littorale Ouest » (Yahoué amont, Pouembout aval).

Sur l'aspect des variables abiotiques, ce cluster aurait pu être subdivisé de façon plus claire à partir d'un niveau de coupe à 9 biotypes au lieu de 7, qui aurait séparé les 8 assemblages des 2 sites de la Rivière Baie Nord, à influence ultramafique, de tous les autres assemblages de ce cluster. Cependant, au niveau de coupe adopté, cette différence typologique n'est pas encore révélée clairement par la structure des assemblages diatomiques.

Comme nous le verrons à nouveau un peu plus loin pour le Cluster 6, cette remarque pourrait aussi s'appliquer pour certaines subdivisions d'autres clusters situés plus profondément dans l'arbre. Cependant, sur plusieurs autres subdivisions de clusters ainsi générées, il aurait été difficile de dégager et de formaliser clairement sur quelles différences d'auto-écologie cette nouvelle structuration de biotypes s'est appuyée.

Le choix d'un niveau de coupe reste donc souvent un compromis dans lequel il peut rester quelques imperfections entre la structuration biologique des assemblages et la connaissance à laquelle on accède à partir de l'assortiment limité de variables explicatives externes dont on dispose. Un autre élément qui peut aussi limiter nos possibilités d'interprétation écologique est que la matrice biologique et la matrice abiotique que l'on compare ne représentent pas forcément la même intégration temporelle (de l'ordre du mois à 3 mois intégrés pour la structure des assemblages diatomiques contre un à 2 échantillonnages instantanés pour les variables hydrochimiques, avec tout l'aléa de représentativité temporelle de cette dernière stratégie d'échantillonnage).

Ceci étant, il semble clair que pour le Biotype 4, l'influence ultramafique ou l'influence hydrochimique d'autres substrats géologiques n'a pas été l'influence dominante ayant contribué à structurer les convergences de flores. En effet, ce cluster se typifie par des niveaux plutôt bas de conductivité électrique (eaux peu minéralisées venant souvent d'altitude ou de substrats géologiques provoquant peu de minéralisation hydrochimique), à teneur en calcium intermédiaire, mais plus élevée que pour les clusters ultramafiques typiques (descripteur non présenté en Figure 31) avec les teneurs moyennes en sulfates les plus importantes des 7 biotypes.

D'autre part, d'autres descripteurs d'activités anthropiques comme les MES, la DBO₅, le NH₄ et le NTD y atteignent des valeurs plus hautes que dans le contexte ultramafique classique. Sur la partie ultramafique de ce cluster, l'enrichissement en SO₄, calcium et MES est donc, selon toute vraisemblance, généré par des procédés industriels liés à l'activité d'extraction minière, et les enrichissements « trophiques » pré-indiqués sont liés à la présence de l'implantation d'un complexe industriel sur le Bras Nord de la Baie Nord. Ces impacts anthropiques sont la principale raison explicative d'une modification de structure des flores des stations BNN et BAN, qui viennent ainsi se placer dans ce Cluster 4 un peu composite. Ces 2 stations ont donc un positionnement particulier par rapport à des assemblages plus représentatifs des conditions ultramafiques naturelles de cette HER D, par exemple les flores du bras Sud (peu anthropisé) de la Rivière Baie Nord (BNS) qui, pour leur part, se rattachent au grand groupe des flores ultramafiques naturelles dès le début de l'arbre de classification (CAH), et viennent ensuite contribuer au Cluster 1).

Les flores de l'autre partie de ce Cluster 4 convergent partiellement avec celles de BNN et de BAN par des environnements à niveau trophique un peu plus élevé que le contexte ultramafique typique, notamment niveau saprobique et DBO₅, formes de l'azote, en liaison avec quelques influences d'activités humaines et, pour certains sites des HER B et C, une situation plutôt aval dans des bassins versants volcano-sédimentaires sous influence d'une certaine pression anthropique (tribus, activités agricoles voire influence de villages ou petites villes).

L'examen des 2 premiers plans de l'ACP (Figure 29 et Figure 30) vient conforter la large assise générale et la faible typicité de ce Cluster 4 formé de petits îlots de relevés disséminés dans une large zone de ces plans couvrant de la partie droite (POU) à la partie gauche du principal gradient de situations hydrochimiques naturelles (NOM), en évitant toutefois la zone des altérations les plus intenses vers le haut et la droite de ces 2 plans.

Le Cluster 5, au travers de l'examen des Figure 29 et Figure 30, est assez typique de cours d'eau souvent bien oxygénés issus des zones de reliefs de l'HER F « Massif du Mont Panié » (Diahot amont DIA1, Hienghene HIE1) et de l'HER G « Cœur de la Chaîne Centrale » (Tiwaka TIW0,1,2, Tchamba amont TCH1).

Il inclut aussi une rivière dont le site d'étude est implanté dans l'HER C « Collines schisteuses de la Pointe Nord » (la Tade à Ouegoa TAD1), mais dont le bassin versant est issu de l'HER F précitée.

Dans le 1^{er} plan de l'ACP (Figure 29-b), ce biotype se positionne comme représentatif de cours d'eau non ultramafiques (affinité positive avec les variables Fe et Al), arrivant directement de secteurs d'altitude (minéralisation modeste, forte oxygénation) et plutôt peu pollués (il se situe dans un secteur du plan opposé aux vecteurs des principales variables de pollutions anthropiques).

Le 2ème plan (Figure 30-b) illustre aussi une certaine influence de la variable calcium tirée par les relevés de la Tiwaka, de la Tchamba et de la Tade (repérables sur la Figure 24), ce qui vient conforter les signes d'appartenance de ce cluster au contexte géologique volcano-sédimentaire. En complément, l'examen des préférences abiotiques illustrées par la Figure 31 confirme l'affinité avec une conductivité électrique plutôt basse et la forte saturation en O₂, variables liées à l'origine de ces cours d'eau dans les zones de reliefs, les faibles teneurs en métaux lourds Ni et Cr (contexte non-ultramafique) et en général, le faible à très faible niveau des variables d'enrichissement anthropique trophique.

Le **Cluster 6** est déterminé par un **contexte géologique général volcano-sédimentaire**, qui se traduit (Figure 31) par la plus forte conductivité électrique moyenne et d'assez fortes valeurs de Ca, de Mg et d'Al représentatives de ce contexte géochimique. Les flores de base de ce cluster sont structurées en premier lieu sous forçage naturel de substrats typiques de ce contexte non-ultramafique. Mais elles apparaissent par contre beaucoup plus composites sur le plan du **degré d'enrichissement anthropique trophique**, révélant dès sa première subdivision une **partie gauche plutôt propre** contenant 2 stations à l'amont de l'HER B « Plaine Littorale Ouest » (rivière Tene à l'amont de Bourail, TEN0 et TEN1), mais dont le bassin amont est directement issu de l'HER G « Chaîne Centrale », et une autre station (rivière We Menao MEN1) appartenant au même secteur de cette HER G « Chaîne Centrale ». **La partie droite subit en plus une forte à très forte pression anthropique trophique** sous l'influence de pollutions urbaines venant des agglomérations de Païta (rivière Karikouie aval, KAR2) et surtout Yahoue aval Nouméa, qui est la station sous influence de la plus grosse agglomération de Nouvelle-Calédonie et de sa STEP, ces 2 stations étant rattachées à l'HER B « Plaine Littorale de l'Ouest ».

Sur la Figure 29, ce sont surtout ces 2 stations sous l'influence polluante d'agglomérations qui marquent fortement les boxplots du Cluster 6 par de hautes valeurs de DBO₅, de PO₄, de NH₄, de N total dissous (non présenté ici) et de NO₃, les plus fortes valeurs de ces variables sur la station YAH2 ayant dû être représentées avec une discontinuité d'échelle pour ne pas rendre illisible le reste du gradient inter-clusters sur ces paramètres.

En complément, l'examen attentif du positionnement du Cluster 6 dans l'ACP restreinte (voir Figure 29 et Figure 30) montre bien l'aspect composite de ce cluster bipolaire, qui conduit à lui déterminer une large répartition partant de quelques relevés typiques de conditions amont « Chaîne Centrale » (en partie inférieure droite des 2 premiers plans d'analyse) vers les relevés les plus pollués du site YAH2, situés dans la partie la plus haute et périphérique du plan, sous la nette influence positive des vecteurs des variables PO₄, DBO₅, NO₃, bien visible en Figure 30, à laquelle se rajoute, en Figure 31, l'influence de NH₄.

La sous-structuration de ce **Cluster 6** en 2 sous-ensembles assez différents, comme précédemment celle du Cluster 4, confirme bien que dans ces contextes îliens, les linéaires des cours d'eau ne sont pas suffisamment longs pour qu'un changement de contexte naturel ou que l'apparition d'une altération, même forte, aient le temps de provoquer un basculement typologique suffisant des flores par rapport à celles conditionnées par le contexte géoclimatique naturel de l'amont du bassin versant. En effet, la dérive permanente de frustules diatomiques venant de l'amont retarde le moment où, à un niveau de coupe donné de l'arbre de classification, le basculement de flore va atteindre un niveau suffisant pour se concrétiser en un nouveau biotope.

Pour le présent cluster, il est clair que l'origine de type « Chaîne Centrale » du bassin versant des 4 rivières, en amont des sites d'étude, marque suffisamment fortement la structure des assemblages naturels pour que l'application d'une forte pollution urbaine à dominance domestique ne parvienne pas à en typifier les flores de façon nette dès les premières divisions de l'arbre, comme cela a été visiblement le cas pour les grands types de conditions naturelles de la Grande Terre (substrats ultramafiques / substrats volcano-sédimentaires). Ici, il aurait fallu descendre au minimum à un niveau de coupe à 12 clusters pour révéler l'influence structurante du plus fort gradient de pollution trophique présent en Nouvelle-Calédonie (pollutions urbaines et domestiques, la plus forte de tout notre jeu de données étant celle rencontrée sur la rivière Yahoué à l'aval de Nouméa YAH2). Cet état de fait, déjà rencontré dans des DOM insulaires tropicaux ou sub-tropicaux de France comme la Réunion ou les Antilles, avait conditionné le choix de la méthodologie adoptée pour la mise au point des nouveaux indices diatomiques locaux IDR et IDA, qui s'appuie sur l'apparition de taxons nouveaux au long de gradients d'altération, qualifiés de **taxons d'alerte**, plutôt que sur la **composition complète de l'assemblage diatomique** rencontré à un site (principe utilisé dans le cas des indices métropolitains IPS et IBD).

Le **Cluster 7**, pour sa part, est lui aussi typique de conditions géochimiques générales sous influence volcano-sédimentaire (conductivités électriques plutôt fortes, les plus fortes teneurs moyennes en calcium...). On trouve dans ce biotype les flores de nombreux cours d'eau dont le bassin versant amont subit une influence géochimique de l'HER G « Chaîne Centrale », et qui s'écoulent ensuite à basse altitude vers l'Ouest dans des zones plutôt agricoles de l'HER B « Plaine littorale Ouest » (ex : bassins versant assez similaires de La Foa, de Bourail, de la zone VKP, ...).

Les flores de base de ce cluster sont typiques de conditions rencontrées assez à l'aval des cours d'eau, mais avec des pressions anthropiques de plutôt faibles à modérées. Les eaux présentent parfois un peu de désaturation en O₂ du fait d'écoulements lents en conditions de plaine, et aussi des niveaux modestes mais régulièrement quantifiables de DBO₅, probablement représentatives de l'existence de pollutions diffuses agricoles et domestiques d'un niveau faible à modéré. En effet, outre ces valeurs mesurables de DBO₅, si les niveaux de base pour ce biotype sont assez faibles en PO₄, NH₄, NO₃ en situations amont, on peut noter quelques situations outliers à teneurs non-négligeables en ces éléments qui signent, sur les relevés concernés, la manifestation de ce type de pollutions.

A noter que les flores de 2 rivières **s'écoulant vers le littoral Est**, dont une aussi issue de l'HER G « Chaîne Centrale », sont venues se rattacher à ce biotype lors d'un épisode climatique particulier.

3 relevés sont dans ce cas, à savoir le relevé de 1^{ère} campagne prélevé sur le Diahot aval (DIA31), qui n'a été prélevé qu'en Octobre 2012 dans un site subissant une certaine influence haline littorale, et 2 relevés de 1^{ère} campagne de la Tiwaka, TIW11 et TIW31, dont le biotype le plus habituel vient classiquement se loger dans le Cluster 5.

Ce biotype particulier rencontré en Campagne 1 seulement sur ces cours d'eau de la côte Est a probablement été sélectionné par un épisode particulièrement sec qui a conduit à des conditions hydrodynamiques très atténuées, à une augmentation du niveau de conductivité électrique et à des conditions thermiques plus élevées dans la colonne d'eau qu'à l'accoutumée.

IV.3.5 Sélection des espèces caractéristiques des biotypes

Comme précédemment décrit, la **détermination des principaux biotypes diatomiques** de Nouvelle-Calédonie a été établie à partir de la matrice de composition des assemblages diatomiques, exprimés en abondances relatives, au moyen d'une Classification Ascendante Hiérarchique (cf. arbre présenté en Figure 28).

Il a ensuite été nécessaire de conforter le niveau de coupe appliqué sur cet arbre et de comprendre l'influence des facteurs abiotiques de forçage de la structure des communautés diatomiques, en s'appuyant sur la description de **caractéristiques auto-écologiques suffisamment différenciées** des 7 biotypes définis au niveau de coupe adopté (exploitation de la Figure 31), ainsi que sur les caractéristiques de leur **positionnement spécifique** dans les environnements naturels et dans la trame HER de Nouvelle-Calédonie (cf. exploitation des Figure 29 et Figure 30).

Il restait enfin à repérer les traits caractéristiques de la composition multispécifique des assemblages diatomiques permettant de caractériser ces communautés-types à partir des espèces qui les composent. Le but de la présente étape est donc de procéder à une sélection des **espèces jugées les plus structurantes ou les plus** caractéristiques de chacun de ces biotypes.

A partir des listes taxonomiques présentes dans les relevés rattachés à chaque groupe biotypologique, une analyse spécifique visant à repérer et lister les espèces les plus caractéristiques de chaque groupe a été réalisée sous R à l'aide du package *Indicspecies* (Cáceres et Legendre 2009). Cette analyse s'appuie sur le calcul de l'indicateur IndVal mis au point par (Dufrene et Legendre 1997).

Cet indice tient compte de la spécificité (A_{kj}) et de la fidélité (B_{kj}) de chaque espèce à chacun des biotypes prédéfinis, et attribue ainsi à chaque espèce une valeur indicatrice dont la valeur la plus forte correspond au groupe qu'elle caractérise le mieux. Un test de permutation de Monte-Carlo est ensuite appliqué à ces données d'IndVal afin de s'assurer de la significativité statistique du rattachement d'une espèce à un groupe donné (ce qui revient à tester et confirmer que l'affectation par l'IndVal d'une espèce dans un groupe n'est pas due au hasard).

Les espèces obtenant les meilleurs scores Indval par cluster ont donc été ainsi repérées et une analyse de significativité a été réalisée en complément pour confirmer la représentativité de cette espèce comme espèce typique d'un cluster donné. Le niveau de significativité de cette espèce dans la liste-type de ce cluster a été testé et classifié en 3 catégories au risque α de 5 % : S ou Significatif (*), de 1% : HS ou Hautement Significatif (**), de 1 pour mille : THS ou Très Hautement Significatif (***) .

Remarque importante :

*Cette analyse focalise sur la liste des espèces les plus spécifiques d'un cluster donné au niveau de coupe choisi, en s'appuyant **sur leur spécificité ET sur leur fidélité.***

La liste des espèces-types de chaque biotype diatomique de Nouvelle-Calédonie, au niveau de coupe à 7 clusters, et la significativité statistique de leur affectation au biotype donné sont résumées dans le Tableau 7 figurant au Chap. IV-4. Les informations plus détaillées sur les espèces-types de chacun des 7 biotypes, sur leur score de spécificité, de fidélité, sur leur score combiné Indval et sur la significativité statistique de leur affectation au biotype donné sont rappelés exhaustivement dans l'Annexe 6-2 (Tome 2).

Si la présence répétée de ces espèces dans un cluster donné est un bon gage d'appartenir au biotype donné, ce n'est cependant pas un gage suffisant de sélection par l'Indval. En effet, certaines espèces pourtant caractéristiques de gradients à large échelle s'appliquant à plusieurs clusters (par exemple, espèces typiques de conditions ultramafiques ayant servi à forger la première subdivision vers la gauche de l'arbre typologique donné en Figure 28) pourront être trouvées de façon relativement fidèle dans les assemblages de plusieurs clusters de type ultramafique (Clusters 1, 2, 3).

Des espèces typiques de gradients de large échelle Elles font donc partie du cortège habituel que l'on retrouvera dans de telles conditions géochimiques mais, par contre, pourront ne pas être sélectionnées dans la liste des espèces typiques d'un cluster ultramafique donné du fait d'un problème de **manque de spécificité pour ce cluster** (on peut la trouver régulièrement dans ce cluster, mais aussi d'assez régulièrement à très régulièrement dans d'autres clusters ultramafiques, ce qui va empêcher sa sélection pour aucun des clusters à ce niveau de coupe précis alors qu'elle faisait partie des espèces structurantes du cluster de gauche au premier niveau de coupe de l'arbre de classification).

Les espèces sélectionnées comme typiques d'un cluster ne donnent donc pas une image absolument représentative de la composition multispécifique des communautés qu'on y trouve, mais constituent plutôt une liste limitée d'espèces qui signent beaucoup plus probablement l'appartenance à ce cluster qu'aux autres clusters, excluant ainsi des espèces euryèces répondant fidèlement à certains gradients de large échelle comme, en Nouvelle-Calédonie, l'opposition de l'influence géochimique ultramafique vs volcano-sédimentaire.

IV.4 Éléments synthétiques sur les biotypes diatomiques de Nouvelle-Calédonie et leur écologie

Le Tableau 7 en pages suivantes résume les caractéristiques essentielles de chacun des 7 biotypes diatomiques de Nouvelle-Calédonie, à savoir leur implantation, leurs conditions écologiques caractéristiques et leurs principales espèces typiques repérées à l'aide de l'INDVAL.

Un encart en fin de chapitre résume les principaux constats et acquis tirés de l'étude biotypologique des assemblages diatomiques des cours d'eau de la Grande-Terre, et mentionne les déclinaisons opérationnelles qui en ont été tirées pour l'élaboration de l'IDNC et de la méthode d'évaluation d'état écologique correspondante.

Tableau 7 : Répartition, principales caractéristiques écologiques et espèces typiques des 7 biotypes diatomiques de Nouvelle-Calédonie.

Biotype diatomique	Localisation et préférences abiotiques	Espèces typiques	
1	<p>Contexte ultramafique ou influence ultramafique sensible venant de l'amont. Répartition large, dominance de sites de l'HER D « Plaine du Grand Sud », 1/3 de sites de l'HER E « Massif Ultramafique » et quelques sites de l'HER B « Plaine Littorale Ouest » sous influence ultramafique et minière amont.</p> <p>Minéralisation hydrochimique de base de type ultramafique, un peu plus basse (pH, Cond, Mg) que Cluster 3. Par contre, incidence plus forte de métaux lourds dissous (Cr, Ni) en moyenne, avec quelques fortes valeurs outliers associées à un net impact d'activités minières en certains sites.</p> <p>De même, malgré le très modeste niveau trophique de base du contexte ultramafique des zones naturelles amont, un niveau de base de NO₃ est libéré naturellement par la minéralisation de la matière organique végétale, et le Cluster 1 a le niveau moyen le plus élevé en nitrates des 3 clusters « ultramafiques ». Quelques valeurs outliers en DBO₅ et NH₄ sont associées, soit à une élévation sous influence d'implantations minières amont, soit un bassin versant composite pour des sites implantés plus à l'aval dans l'HER B « Plaine Littorale Ouest ».</p>	<p>12 :</p> <p>EIGU</p> <p>DCOS</p> <p>BANG</p> <p>AMDI</p> <p>FPER</p> <p>EBLN</p> <p>CPND</p> <p>BMAI</p> <p>BSPN</p> <p>CPNE</p> <p>FLAC</p> <p>FSTL</p>	<p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(**)</p> <p>(**)</p> <p>(*)</p> <p>(*)</p> <p>(*)</p> <p>(*)</p> <p>(*)</p>
2	<p>Cluster ultramafique spécialisé contenant intégralement des sites de l'HER D « Plaine du grand Sud », flores typiques du système Rivière des Lacs et de quelques autres flores de référence amont pour cette zone.</p> <p>Minéralisation hydrochimique de base de type ultramafique, cluster aux eaux les plus faiblement minéralisées (valeurs basses de pH, de cond. électrique, de Mg), en liaison avec la faible altérabilité des substrats géologiques de surface et/ou la présence de cuirasses latéritiques. Forte saturation en O₂ (écoulements turbulents sur substrats grossiers).</p> <p>Teneurs moyennes en Ni et faibles teneurs en Cr pour un contexte ultramafique, pas d'outliers. Donc origine géochimique naturelle, et pas ou peu d'impact minier.</p> <p>Référentiel élevé en DBO₅ et, sur quelques valeurs, en NH₄, pour un contexte ultramafique, une des sources suspectées de cet enrichissement de la Rivière des Lacs étant probablement un camping...</p>	<p>11 :</p> <p>DLCO</p> <p>GNBP</p> <p>EPPD</p> <p>NPTA</p> <p>AC17</p> <p>ADPI</p> <p>BGOM</p> <p>EBLU</p> <p>BNCV</p> <p>ETIO</p> <p>AARC</p>	<p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(**)</p> <p>(**)</p> <p>(**)</p> <p>(*)</p>
3	<p>Comme pour le Cluster 1, contexte ultramafique ou influence ultramafique sensible venant de l'amont. Mais répartition moins large, comprenant quelques sites ultramafiques presque exclusivement originaires de l'HER E « Massif ultramafique », et nette dominance de relevés aval de tels cours d'eau dans l'HER B « Plaine Littorale Ouest », sous influence amont de massifs de péridotites.</p> <p>Minéralisation hydrochimique de base de type ultramafique, un peu plus élevée (pH, Cond, Mg) que Cluster 1. Par contre, impact moyen plus modéré des métaux lourds ultramafiques dissous Cr et Ni, même si un petit nombre de sites et relevés traduisent aussi un impact minier.</p> <p>Sur le plan des enrichissements trophiques, situation proche de celle du Cluster 1 pour les mêmes raisons (niveau de base en NO₃ non négligeable d'origine naturelle dominante, quelques sites marqués par DBO₅ et NH₄ sous l'influence de bases-vie minières et peut-être d'impacts anthropiques liés à des activités humaines plus aval (villages, agriculture...) situées dans l'HER B « Plaine Littorale Ouest ».</p>	<p>5 :</p> <p>ETNR</p> <p>ABLA</p> <p>DNEP</p> <p>GNEO</p> <p>BMCL</p>	<p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(***)</p> <p>(**)</p> <p>(*)</p>

Biotype diatomique	Localisation et préférences abiotiques	Espèces typiques	
4	<p>Cluster à biotypologie composite : à gauche, sites sous influence ultramafique de l'HER D (Rivière Baie Nord et son Bras Nord), à droite sites d'hydrochimies naturelles assez diversifiées de plusieurs HERs volcano-sédimentaires (B, C, F, G).</p> <p>Structuration biologique peu conditionnée par les substrats géologiques (pH, conductivités, teneurs en Mg, Ca, Ni intermédiaires entre les 2 contextes géologiques dominants).</p> <p>Elle s'explique plus par les enrichissements constatés en Na, parfois Ca (outliers), MES, SO₄, DBO₅, NH₄ et NTD liés, selon le cas, à l'impact de procédés miniers ou métallurgiques et à l'implantation d'une base-vie dans une zone ultramafique (différence biotypologique entre BAN et BNN d'une part, dans ce cluster, et BNS, dans le Cluster 1), et parfois à une incidence aval et littorale dans une HER métamorphique schisteuse (cas de la Nomac NOM1).</p>	5 : BSTY CATL BSIL ASBC NCTN	 (***) (**) (**) (*) (*)
5	<p>Cluster typique de conditions volcano-sédimentaires bien oxygénées (cours d'eau issus de zones d'altitude de l'HER F « massif du Mont Panié », de l'HER G « Cœur de la Chaîne Centrale », et la station Tade implantée dans l'HER C, mais directement issue de la F précitée).</p> <p>Faible minéralisation hydrochimique naturelle présentant cependant des concentrations intermédiaires en calcium, caractéristique de zones d'altitude volcano-sédimentaires. Conditions parfaitement oxygénées.</p> <p>Niveaux très modérés de Ni et faibles de Cr, sans manifestation d'impact minier. Faible à très faible niveau des variables d'enrichissement anthropique trophique (DBO₅, PO₄, formes de l'azote)</p>	13 : GDEC NACD EKRM ADCT NZBA SICO NLAL XNEO FPRU SPUP FGRA NA25 KOB2	 (***) (***) (***) (***) (***) (***) (***) (***) (***) (**) (**) (**) (**)
6	<p>Cluster typique d'un contexte géologique général de type volcano-sédimentaire fortement minéralisé (forte conductivité électrique, valeurs assez élevées de Ca, de Mg, d'Al), mais composite de flores naturelles et de sites altérés qui se subdiviseraient au niveau de coupe de 12 clusters.</p> <p>Partie de gauche sous structuration hydrochimique quasi-naturelle (Téné amont Bourail TEN0, We Menao MEN1).</p> <p>La partie de droite est marquée par les plus fortes pollutions anthropiques trophiques du jeu de données du présent programme d'étude (Karikouillé aval Païta KAR2, et surtout Yahoué aval Nouméa YAH2), concernant selon le cas les plus fortes valeurs des paramètres DBO₅, PO₄, NH₄, NTD, NO₃.</p>	14 : NAMP ASDE SSEM CSNU SRES ACOP COC1 PRBU PLHU HUCO SJAP FIND SRUT GSPP	 (***) (***) (***) (***) (***) (***) (***) (***) (**) (**) (**) (**) (*) (*)

Biotype diatomique	Localisation et préférences abiotiques	Espèces typiques	
7	<p>Cluster typique d'un contexte géologique général sous influence volcano-sédimentaire fortement minéralisé (conductivités électriques plutôt fortes, les plus fortes teneurs moyennes en Ca).</p> <p>Cours d'eau dont les bassins versants amont sont souvent originaires de l'HER G « Chaîne Centrale », qui s'écoulent ensuite en traversant les zones de basse altitude de l'HER B «Plaine Littorale Ouest », de type la Foa, hydrosystème Boghen – Téné – Néra – Douencheur, la Koné, la Pouembout.</p> <p>2 cours d'eau de l'Est se rattachent aussi à ce biotype, seulement à la 1^{ère} campagne de prélèvement (DIA31, TIW11 et TIW31), suite à un épisode d'étiage particulièrement intense.</p> <p>Flores typiques de conditions rencontrées à l'aval des cours d'eau, mais avec pression anthropique de faible à modérée. On note parfois une légère désaturation en O₂ (écoulement de plaine...) et quelques signes de pollutions diffuses (niveaux modestes mais quantifiables de DBO₅, niveaux de base assez faibles en PO₄, NH₄, NO₃ en situations amont mais quelques outliers avec teneurs non-négligeables en ces éléments.</p>	18 : HGHA NSIA TDEB GCLA HSUT MVAR NDIS NLOR PELO NGRE FTEN NVDA APED HSMO NLIN CTWE TKUE TLEV	 (***) (***) (***) (***) (**) (**) (**) (**) (**) (*) (*) (*) (*) (*) (*) (*) (*) (*) (*) (*) (*)

Résumé des conséquences opérationnelles tirées de la biotypologie, en croisement avec les référentiels abiotiques et les analyses multivariées :

Dans un contexte local caractérisé par des contextes géologiques et hydrochimiques bien spécifiques et très tranchés (contexte ultramafique / vs volcano-sédimentaire), les flores diatomiques des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie subissent une structuration typologique principalement déterminée par les environnements naturels. Du fait de linéaires de cours d'eau assez courts et pentus souvent issus de reliefs élevés, dans des environnements en général peu anthropisés, la résilience des assemblages naturels, soutenue par un drift important, apparaît forte même à l'aval des points de pollution les plus intenses de tout le jeu de données d'étude (par exemple enrichissement trophique lié à la STEP de Nouméa au site YAH2, fortes pollutions minières des sites ADO1 et COC1...). En effet, il faudrait atteindre, selon le cas, la division de l'arbre typologique à 12 clusters voire 15 clusters pour voir apparaître un biotype principalement structuré par les effets d'une altération anthropique-type.

Ces résultats ont conduit les concepteurs à ne pas baser le calcul indiciel de l'IDNC sur l'ensemble des espèces constitutives d'un assemblage, ni sur la disparition d'espèces sensibles aux pollutions, ces 2 principes se révélant peu efficaces dans un tel contexte, mais sur l'apparition de **taxons d'alerte** dont la présence à une station donnée signe sans ambiguïté la présence d'une altération anthropique exerçant un impact sur le cours d'eau.

Cette biotypologie a aussi permis de confirmer dans la plupart des cas la **pertinence écologique de la trame HER** proposée en 2011 par les Bureaux d'Etude BIOEKO (ex-BIOTOP) et ASCONIT, qui va servir assez directement de trame naturelle de référence pour l'évaluation des cours d'eau. Mais elle a aussi permis de repérer, en croisement avec diverses analyses multivariées commentées dans ce rapport (**ACP restreinte**) ou dont les résultats, adjoints au titre d'information additionnelle, sont fournis en **Annexe 6-4, Tome 2 (AFC)**, que l'**HER B « Plaine Littorale de l'Ouest » ne constituait pas un ensemble naturel homogène**, certains cours d'eau étant sous influence marquante de substrats volcano-sédimentaires typiques de cette zone mais d'autres, dont l'amont du bassin versant est issu de substrats ultramafiques, restent fortement marqués par cette influence jusqu'à l'aval (hydrochimie géochimique, composition de leurs flores). Il conviendra donc de comparer ces dernières à un système de référence de type ultramafique afin d'aboutir à une évaluation judicieuse de leur état écologique.

Liste des stations de l'HER B à comparer à des références ultramafiques pour l'évaluation des impacts des pollutions de type minier :

Les stations entrant dans ce cas de figure sont les suivantes : stations de la Dumbea (DMN1, DMS1, DUM0, DUM1, DUM9) ; de l'Affluent Wano à Boulouparis (AWA1 et WAO1) ; de la Karikouïe à Païta (KAR1 et KAR 2) ; de la Rivière Coco à Voh (COC1) et de la Talea à Voh (TLN1, TLS1) ; de l'affluent Papainda (APA1 et EGL1) et de l'affluent Peoue de la Pouembout (APE1) ; de la Mwo Kara Awi (KAA1 à KAA 3) à Poya ; de la Fridoline à Koumac (FRI1) ; de l'Ouambaye à Koumac (OUA1 et OUA2) ; et enfin, de la Téné à Bourail (TEN0 et TEN1).

V. DEMARCHE D'ELABORATION DE L'IDNC

V.1 Réflexion méthodologique sur la stratégie indicielle à mettre en place

Les indices diatomiques précédemment mis au point pour les conditions métropolitaines, à savoir l'IPS (Coste 1982) et l'IBD (Lenoir et Coste 1996; Coste et al. 2008), se basaient sur les profils de qualité de **tous les taxons indiciels présents dans un relevé** pour calculer la note d'indice. Les profils de qualité de chaque taxon indiciel avaient au préalable été calculés en fonction de leur probabilité individuelle de présence dans des classes de qualité d'eau, établies en fonction du gradient de qualité des eaux présent dans le jeu de données abiotiques disponible.

L'**IPS**, ou Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, est un indice à vocation mondiale tenant compte de tous les taxons identifiables d'un relevé bénéficiant au préalable d'un profil IPS existant dans les bibliothèques de taxons OMNIDIA (Lecointe et al., 1993). A l'heure actuelle, il inclut environ 5 000 taxons originaires du monde entier et s'étant vus calculer un profil IPS, ce qui en fait l'indice diatomique le plus largement utilisable au niveau mondial pour évaluer l'état des cours d'eau à partir des diatomées benthiques. Les profils de qualité des taxons dans l'IPS ont été établis à partir d'une analyse mettant en relation : **1) un gradient composite de qualité des eaux présent dans le jeu de données** (14 paramètres abiotiques de qualité d'eau susceptibles de révéler les impacts anthropiques ayant permis de définir 5 classes de qualité des eaux variant de 1 -très mauvaise qualité- à 5 -très bonne qualité-) et **2) le positionnement relatif des espèces dans ces classes de qualité**. Le calcul de l'IPS, qui fait aussi intervenir un coefficient d'amplitude écologique (ou sténoécie) des taxons variant de 1 à 3, s'établit à partir de la formule de Zelinka et Marvan (1961) et donne des notes variant de 1 à 20. Cet indice présente l'avantage théorique de faire participer tous les taxons d'un relevé au calcul d'indice et, en cas de taxon inconnu d'un genre donné, permet même d'utiliser le profil de qualité au genre pour en tenir compte. Cependant, deux difficultés peuvent se poser en pratique : **1) le recul taxonomique nécessaire**, où l'effort de recherche taxonomique à réaliser pour mettre en œuvre l'indice, est très conséquent vu que tous les taxons identifiables d'un relevé participent au calcul d'indice ; et **2) malgré l'utilisation exhaustive de l'inventaire pour le calcul d'indice**, il peut intervenir un certain décalage biogéographique entre les conditions de l'endroit dans le monde d'où sont venues les données abiotiques qui ont initialement servi à calculer le profil de qualité de l'espèce et les conditions locales de l'endroit où l'on doit nouvellement calculer l'IPS.

L'**IBD** ou Indice Biologique Diatomées, qui base aussi la philosophie du calcul d'indice sur **tous les taxons indiciels du relevé**, a été mis au point suite à une demande des Agences de l'eau de disposer d'un **outil indiciel normalisable** (ce qui imposait qu'il mette en jeu une liste **finie** de taxons) et **plus simple d'utilisation**, dans le cadre d'une mise en œuvre de routine par les opérateurs économiques de type bureaux d'étude. A cet effet, une première version d'IBD, mise au point en 1996 et normalisée en 2000 (appelée IBD₂₀₀₀), a établi des profils de qualité pour une liste restreinte de 209 taxons indiciels, 173 d'entre eux étant des taxons vrais et 36 autres regroupant plusieurs espèces qui, soit présentaient des profils écologiques proches, soient prêtaient fortement à confusion lors de la détermination avec un microscope photonique (Prygiel et Coste 2000).

Dans ce dernier cas, il a été jugé préférable de leur affecter un profil moyen et de stabiliser ainsi la réponse de l'indice plutôt que de détailler leur reconnaissance et leur

intervention différenciée dans l'indice, avec des risques d'erreur non négligeables induisant un gros effet-opérateur.

L'IBD₂₀₀₀ a été bâti sur une analyse de co-inertie entre une matrice de 7 descripteurs abiotiques d'altération anthropique et la matrice biologique des inventaires diatomiques. Le gradient d'anthropisation retenu, représenté par l'axe de la plus forte co-inertie entre le nuage de relevés abiotiques et le nuage des relevés diatomiques disponibles au niveau national, a été divisé en 7 classes égales de qualité des eaux, et chaque taxon contributif à l'IBD s'est vu affecter, non pas l'appartenance à une classe de qualité donnée correspondant à son maximum de distribution, comme pour l'IPS, mais un profil complet de répartition exprimé en probabilité d'abondance relative par classe de qualité sur les 7 classes. Comme pour l'IPS, un coefficient d'amplitude écologique variant de 1 à 3 a aussi été appliqué pour affecter un poids différent à l'intervention du taxon selon son degré de sténocécie-euryécie. Le calcul de l'IBD, qui utilise aussi la formule de Zelinka et Marvan (1961), établit le profil IBD du taxon fictif correspondant à l'assemblage en se basant sur l'abondance relative par classe de qualité et sur le coefficient de sténocécie de tous les taxons indiciaires du relevé. Il donne une note de qualité de 1 à 20 qui est le reflet du positionnement du profil de qualité intégré du taxon fictif. Avec sa liste limitée de taxons contributifs (ce qui n'empêche pas les utilisateurs de déterminer et compter les autres taxons hors IBD, souvent très minoritaires), le calcul d'indice est rendu plus accessible et rapide, et un guide taxonomique IBD a aussi été diffusé pour faciliter leur reconnaissance.

Une 2^{ème} version plus élaborée de l'IBD, dite IBD₂₀₀₇, est venue en son temps remplacer la version 2000 (M. Coste et al. 2007), et a été construite en s'appuyant cette fois sur les gradients abiotiques portés par les 3 premiers axes d'une ACP « restreinte » réalisée sur les 7 mêmes descripteurs abiotiques d'anthropisation que pour la 1^{ère} version. L'IBD₂₀₀₇ actuellement en vigueur s'appuie cette fois sur une liste étendue de 816 taxons contributifs vrais, auxquels s'ajoutent des codes-taxons affectés à des espèces subissant des déformations tératologiques. L'évaluation écologique des sites demandée par la DCE introduit la comparaison avec les conditions de référence adéquates. La note d'IBD₂₀₀₇ d'un site donné est donc comparée au niveau de référence concernant la même zone naturelle, via un calcul d'équivalent de qualité écologique (EQR ou Ecological Quality Ratio dans la DCE) qui varie de 0 (situation très altérée) à 1 (niveau égal à la situation de référence).

Les 2 indices pré-décrits, appliqués sur les cours d'eau de métropole dont les linéaires sont assez longs, se basent sur le principe conceptuel que les assemblages locaux de diatomées sous l'influence d'une altération sont, au niveau de leur composition spécifique complète, dans un équilibre global avec le milieu environnant et que la **structure de la communauté complète constitue un bon reflet du niveau d'altération anthropique subi**. Donc tous les taxons de l'assemblage contributifs à l'IBD₂₀₀₇ servent à établir la note indiciaire du taxon fictif représentant l'assemblage complet, avec l'application de la modulation apportée par le coefficient de sténocécie qui leur est affecté en fonction de leur plus ou moins large amplitude écologique.

Les travaux de mise au point de **nouveaux bioindicateurs diatomiques pour les cours d'eau des DOM**, réalisés entre 2008 et 2014 à la Réunion (IDR) et aux Antilles (IDA), ont dû s'adapter à une **autre réalité physique et naturelle** exerçant une forte influence sur la structure interne des jeux de données d'étude.

En effet, s'agissant de territoires îliens souvent adossés à des reliefs volcaniques importants et situés en zone tropicale, les linéaires des cours d'eau sont plutôt courts avant leur exutoire à l'océan. Ceux-ci, le plus souvent pentus et à forte énergie,

présentent un faciès de type torrent qui, sauf exception, peut se maintenir jusqu'à la mer sans vraie rupture de pente. D'autre part, ces territoires sont sous l'influence de régimes saisonniers de pluies tropicales voire cycloniques, souvent abondantes et parfois violentes, qui interviennent en forte dilution des altérations locales et qui favorisent un drift (dérive), puis une recolonisation abondante d'espèces de bonne qualité venant de l'amont, qui tamponnent fortement les effets d'altérations au niveau de la structure des communautés diatomiques multispécifiques. Enfin, les territoires d'altitude ou très pentus, peu favorables aux grosses implantations humaines et susceptibles de présenter divers types de risques naturels (instabilité du terrain, crues violentes, volcans, etc...), limitent de fait le niveau des pressions anthropiques, du moins pour l'occupation agricole intensive ou l'implantation de grosses villes, d'usines etc... Dans ces contextes îliens à forts reliefs, les zones favorables à la densification de population et aux implantations génératrices des plus grosses pressions anthropiques se situent le plus souvent en plaine littorale ou, faute de place en zone plane, sur les premières pentes proches du littoral. Du fait de son attractivité, le littoral est lui-même sujet à des implantations ou à une densification des villes et villages, à la présence de ports, de structures et infrastructures touristiques, d'infrastructures gravitaires collectives (STEP).

Dans ces conditions, le signal d'altération présent sur le cours amont à moyen des cours d'eau est plutôt modéré et plutôt de type pollutions agricoles ou domestiques diffuses. Les grosses altérations d'origine anthropique en provenance des grosses agglomérations, des usines, sucreries, distilleries, des STEP, arrivent dans les cours d'eau à faible distance du littoral, sous un flux permanent de recolonisation par des espèces diatomiques de meilleure qualité transportées depuis l'amont des bassins versants.

Dans ces contextes DOM, il a été bien observé que la plupart des espèces dominantes des assemblages diatomiques sont **bien adaptées au contexte naturel général de l'endroit**, à assez large amplitude écologique (*i.e.* euryèces) et plutôt adaptables. Par exemple, *Cocconeis euglypta* (CEUG), bien adaptée aux cours d'eau assez peu minéralisés sur substrats de laves basaltiques, est l'espèce tout-à-fait dominante à la Réunion et fait aussi partie des cortèges habituels aux Antilles sur ce type de substrats. D'autre part, il y a aussi été remarqué que, dans ces contextes îliens tropicaux, les biotypologies permettent la reconnaissance de communautés-types **sous influence dominante de conditions naturelles de forçage conditionnant l'hydrochimie locale** (rôle important des natures de substrats géologiques et éventuellement de l'altitude, du régime des pluies, d'un contraste saisonnier des températures), mais que **l'intervention des altérations anthropiques intervient plus tardivement dans la structuration d'assemblages spécifiques**. Les communautés-types, à un niveau de coupe raisonnable (de 6 à 10 biotypes), sont donc structurées en premier lieu par les forçages naturels et il est parfois possible de trouver, à l'intérieur d'une communauté-type, un sous-cluster marqué par les fortes altérations du jeu de données d'étude, mais qui reste encapsulé à l'intérieur d'un biotype naturel plus important.

Tout se passe donc comme si, entre l'endroit où les plus fortes altérations anthropiques entrent dans les cours d'eau concernés et l'exutoire de ces cours d'eau vers l'océan, le reste du parcours d'eau douce du cours d'eau n'est plus d'une longueur suffisante pour permettre une différenciation longitudinale de flores typiques des conditions altérées.

De plus, cette différenciation est retardée par l'effet dilutif des eaux venant de territoires d'altitude peu anthropisés et par la dérive permanente d'espèces de bonne qualité venant de l'amont, qui tamponnent et atténuent le signal d'altération.

C'est en se basant sur ce constat que la construction des 2 nouveaux indices diatomiques DOM précités **n'avait pas été basée sur la composition spécifique complète** des communautés diatomiques pour évaluer les altérations de l'état écologique, mais sur une **liste restreinte d'une petite cinquantaine de taxons d'alerte** (sur 170 à 180 taxons contributifs à l'indice, selon le cas), dont l'apparition dans un relevé signe à coup sûr la présence d'une altération anthropique marquée, même éventuellement très localisée, quelque part à l'amont de la station de prélèvement.

La performance de ce type d'indices a pu être encore optimisée en vue de **détecter de façon plus graduelle l'effet des altérations**, depuis l'apparition d'un début de dégradation jusqu'à de très fortes altérations ponctuelles (exemple : rejet de STEP de zones d'habitations densifiées), par l'adoption de **coefficients de pondération** hiérarchisant les taxons d'alerte en 2 ou 3 catégories en fonction de leur profil de qualité, un coefficient plus élevé renforçant le signal de ceux ayant la plus forte affinité avec des altérations très intenses.

Même si le contexte de Nouvelle-Calédonie présente quelques différences avec les contextes de ces DOM îliens, du fait de ses substrats géologiques particuliers et sachant aussi qu'il existe quelques cours d'eau plus importants dont les profils en long ont une rupture de pente et des conditions d'écoulement de plaine, voire un début de méandrisation, beaucoup d'autres éléments de contexte naturel et hydrobiologique sont cependant assez comparables entre les conditions de la Grande Terre et les contextes naturels de la Réunion et des Antilles. Les points communs à ces territoires sont la présence de reliefs importants, des cours d'eau souvent assez courts et pentus, notamment ceux du littoral Est, un climat de type tropical en zone littorale, atténué en altitude, des régimes d'alizés, l'existence d'une saison des pluies etc...

L'étude biotypologique rapportée au chapitre IV.3 illustre bien l'aspect primordial des conditions naturelles pour structurer les communautés diatomiques-types en Nouvelle-Calédonie, le tout premier niveau de différenciation des communautés locales ayant été généré par l'opposition entre contexte ultramafique et contexte volcano-sédimentaire.

A l'instar de ce qui a déjà été constaté dans le cas des territoires DOMiens précédents, ce sont donc les conditions différenciées propres à des environnements naturels qui contribuent en premier lieu à forger la typologie locale des assemblages diatomiques. Au niveau de coupe adopté de 7 clusters, ce cadre de forçage naturel continue de dominer nettement sur l'effet des altérations anthropiques, même très fortes.

Le Cluster 6 est tout-à fait représentatif de cet état de fait puisqu'il constitue un ensemble principal sous influence naturelle amont dominante de l'HER G « Chaîne Centrale ». Cette communauté-type encapsule 2 sous-clusters qui ne se sépareraient qu'à partir du niveau de coupe à 12 clusters, l'un étant sous influence naturelle de la chaîne Centrale et l'autre, contenant des sites de cours d'eau subissant aussi cette influence naturelle, étant composé des 4 relevés pollués de la Karikouïé aval à Païta (KAR2) et des 4 relevés très pollués de la Yahoué aval agglomération et STEP de Nouméa (YAH2), ce dernier site présentant les pollutions de type enrichissement organique et trophique **les plus fortes de tout le jeu de données d'étude**.

Ce nouveau constat, qui concorde avec ceux faits précédemment dans des contextes relativement analogues, est illustratif du fait qu'en contexte insulaire tropical, les linéaires de cours d'eau entre l'aval immédiat des pollutions les plus sensibles jusqu'à leur exutoire vers l'océan ne sont plus assez longs pour permettre la différenciation longitudinale de communautés diatomiques dont le forçage structurant principal serait l'altération anthropique. Les raisons en tiennent à ce linéaire aval trop limité en longueur, à l'aspect dilutif des eaux venant de secteurs amont de bonne qualité et à l'effet de la dérive-recolonisation permanente de taxons de qualité venant de l'amont qui viennent atténuer le signal d'altération.

Ce constat a des répercussions assez immédiates en matière de philosophie à adopter pour mettre en place une bio-indication efficiente dans un tel contexte. Le fait que le signal d'altération apporté par la pollution, même très forte, ne marque pas encore suffisamment la communauté pour la faire basculer vers un nouveau biotype « altéré » signifie que, même à l'aval des plus forts rejets de notre dispositif d'étude, beaucoup de taxons, plutôt représentatifs du contexte naturel ou pseudo-naturel de l'endroit et en recolonisation permanente à partir des secteurs amont du cours d'eau, contribuent fortement à la structure de la communauté en place et sont peu informatifs vis-à-vis de la présence d'une altération, même très forte (comme c'est typiquement le cas de la station Yahoué 2 à l'aval de Nouméa).

C'est pourquoi la philosophie déployée pour créer le nouvel indice diatomique, à l'instar de ce qui avait déjà été décidé pour l'IDR (Réunion) et l'IDA (Antilles), a été de mobiliser de façon sélective l'information apportée par l'**apparition de taxons d'alerte** pour évaluer plus judicieusement l'altération de qualité des cours d'eau locaux.

Concernant cette fois la **nature des altérations anthropiques** évaluées par les communautés diatomiques, les nouveaux indices conçus pour la Réunion et des Antilles, comme les 2 indices métropolitains IPS et IBD, ont surtout vocation à mesurer l'altération anthropique due à une **altération générale de la chimie de l'eau** (pollutions chimiques modifiant le pH et la conductivité électrique de l'eau) et à l'**enrichissement organique et trophique**.

Dans ces 4 cas, partant du constat que beaucoup des descripteurs de ces pollutions, qu'elles soient diffuses ou plus ponctuelles (rejets de STEP, d'usines, d'industries agro-alimentaires) arrivent souvent en même temps et aux mêmes lieux dans les milieux aquatiques et qu'il est donc très difficile de décorrélérer leurs effets, il a été pris le parti de caler ces indices sur un **gradient intégré d'altération** basé : **1)** soit sur une **intégration multivariée des gradients chimiques** donnés par les analyses ponctuelles d'eau, avec intégration temporelle au trimestre (cas des indices métropolitains), **2)** soit sur l'utilisation conjointe des **gradients chimiques et de la matrice-réponse des communautés diatomiques** obtenue via une Analyse Canonique des Correspondances (**Gradient Composite d'Altération** ou **GCA** utilisé dans le cas de la Réunion et des Antilles).

Le choix méthodologique en faveur de cette dernière pratique mixte a été décidé pour pallier le déficit de représentativité temporelle présenté par le jeu de données abiotiques chimiques (à l'extrême, 1 seule campagne de prélèvements ponctuels et instantanés d'eau pour représenter 2 à 3 mois de développement intégré des biofilms diatomiques, comme cela a été le cas aux Antilles).

Il s'est appuyée sur le postulat que la réponse des communautés diatomiques est certainement tout aussi fiable, voire plus, que le reflet de la réalité chimique intégrée d'une rivière basée sur le contenu d'un seul flacon prélevé durant une seconde au milieu d'un cours d'eau. En effet, la composition des communautés présente l'avantage d'être intégrative de la dimension temporelle sur 2 à 3 mois de qualité d'eau intégrée.

Cette pratique de mobilisation d'un gradient composite, qui s'est appuyée à la fois sur la **matrice de chimie** et la **matrice-réponse des communautés diatomiques**, a permis de corriger efficacement le positionnement de quelques points de la relation pression-impact dont le positionnement chimique d'un échantillon ponctuel n'était visiblement pas représentatif de l'ambiance chimique intégrée à laquelle avaient été exposées les diatomées. Au bilan, cette stratégie de calage de l'indice sur un gradient composite de 9 ou 10 descripteurs d'impact anthropique, selon le cas, a donné de bons résultats opérationnels, et ces nouveaux indices DOM ont pu passer rapidement en phase d'utilisation de routine.

Pour la Nouvelle-Calédonie, sur le plan des **pollutions organiques et trophiques**, le problème est de même nature que dans les situations pré-décrites, à savoir que les entrées de pollutions trophiques dans les cours d'eau ne mettent pratiquement jamais en jeu l'entrée d'un paramètre unique d'enrichissement anthropique, mais très souvent un assortiment composite de pollution organique et de pollution trophique qui introduisent dans le milieu à la fois des matières carbonées, de l'azote et du phosphore. C'est le cas pour les pollutions diffuses d'origine domestique ou d'élevage, c'est aussi le cas pour les pollutions de type agro-alimentaire, pour les rejets de STEP... A l'instar de ce qui a été fait à la Réunion et aux Antilles, il serait donc *a priori* possible d'envisager, avec de bons résultats, l'utilisation d'une **métrique composite de pollution anthropique trophique** pour caler la réponse des communautés diatomiques de Nouvelle-Calédonie et l'échelle de notes du nouvel indice.

Cependant, s'il s'est déjà confirmé en pratique que cette intégration de divers descripteurs d'enrichissement anthropique trophique peut donner des résultats opérationnels et fiables en fonction d'un assortiment de nutriments rencontrés dans la rivière, il n'en sera probablement pas de même sur l'aspect des **pollutions minières**, que nous ambitionnons aussi d'**évaluer judicieusement avec le nouvel IDNC**. En effet, les processus d'altération de type toxique ne fonctionnent pas forcément sur le même mode que l'altération trophique, dans la mesure où ce n'est probablement pas un bruit de fond chronique qui provoque les manifestations d'impact toxique les plus évidentes, mais l'arrivée dans le cours d'eau de pics de concentration liés aux pluies et au déclenchement d'épisodes hydrologiques particuliers (crues). Les impacts sont donc plus probablement **événementiels** que **continus**, et les conséquences tranchées sur la composition des communautés multisécifiques doivent plus résulter d'épisodes de **toxicité aiguë**, en liaison avec des pics momentanés mais importants de concentrations entraînant des effets létaux ou sub-létaux sur les espèces sensibles, que de **toxicité chronique**.

Il apparaît donc très compliqué *a priori* d'intégrer dans un même gradient composite des types de pollution si différents qui *a fortiori*, ne vont probablement pas s'appliquer aux mêmes sites et au même moment.

En effet, sauf cas particulier d'une implantation humaine bien spécifique (de type base – vie), **peu de pollutions trophiques d'un niveau notable** sont *a priori* attendues dans le **contexte naturel ultramaïque**, plutôt oligotrophe à hyper-oligotrophe par nature.

Par contre, les pollutions liées à l'**activité minière autour du nickel** sont presque automatiquement inféodées au **contexte ultramafique**, ou au moins à sa présence à l'amont du bassin versant impacté par des activités minières.

C'est plutôt une réalité inverse qui s'applique dans les **contextes volcano-sédimentaires** purs, à savoir qu'il n'y a pas vraiment de raison, à part très localisée (implantation industrielle, dans ce cas plutôt de transformation) ou accidentelle, d'y trouver des altérations de type minier. Il y a par contre plus de chances, compte-tenu du niveau trophique des milieux et de la dissémination d'implantations ou d'activités anthropiques sur le territoire, d'y trouver des **altérations de nature organique et/ou trophique**.

Au bilan, la Nouvelle-Calédonie présente deux grands types très différents de pollutions à évaluer :

- *Des activités et pressions anthropiques génératrices d'un **enrichissement des milieux aquatiques en nutriments** qui s'exerce plutôt sur un **mode chronique**, à partir du moment où des pressions ou des rejets sont en place,*
- *Des altérations liées aux **activités minières** qui, **outre le mode chronique**, peuvent aussi fonctionner sur des événements épisodiques générateurs de **stress physiques et/ou toxiques momentanés, mais aigus**, avec des mortalités d'espèces sensibles aux toxicités et/ou le risque de disparition d'espèces dont les traits biologiques sont inadaptés aux contraintes physiques liées à l'activité minière, par exemple les bouffées de matières en suspension latéritiques.*

*Dans un tel contexte où des pollutions sont de natures si différentes et risquent de plus de s'appliquer de façon plutôt dissociée selon les grandes zones naturelles, il semble a priori plus adapté, pour une évaluation judicieuse d'altération, de partir sur un **indice diatomique d'emblée multimétrique**, qui va traiter de façon séparée ces 2 grands signaux d'altération anthropique et les ré-intégrer a posteriori pour l'évaluation écologique du site.*

Ce choix méthodologique, raisonné en fonction de la réalité du territoire calédonien et de la typologie tranchée des pollutions que les cours d'eau locaux sont amenés à subir, est bien en phase avec la tendance actuelle. En effet, sous l'argument théorique qu'un tel type de construction va permettre de mieux séparer l'évaluation des effets de différentes catégories de pressions anthropiques, une tendance scientifique et sociétale assez lourde pousse actuellement à produire des indices biologiques sur une base multimétrique.

Pour l'utilisation des diatomées vis-à-vis de l'enrichissement des cours d'eau par les nutriments, il a déjà pu être constaté que cet avantage, s'il est séduisant sur le plan de l'argumentaire, est plus théorique que porteur de plus-values réelles sur le résultat, dans la mesure où plusieurs descripteurs relatifs à cette large catégorie de pression arrivent souvent en même temps dans les hydrosystèmes et produisent des effets très difficiles à décorrélés dans un contexte local donné.

Dans un tel cas de figure, ce n'est pas le fait de décider de construire un **indice multimétrique** au lieu d'un **indice composite** qui permettra de mieux résoudre la difficulté des outils biomathématiques à sérier l'effet qui revient en propre à l'un ou à l'autre des facteurs abiotiques d'enrichissement anthropique, qui sont malheureusement et presque systématiquement fortement co-occurents et autocorrélés. Par exemple, les rejets de STEP ou les rejets domestiques diffus, ou d'élevages, ou de diverses industries agro-alimentaires, amènent en un même lieu, dans des équilibres très variables selon le jour et l'heure, un composite de nutriments complexe, mais très pauvrement décrit et suivi dans sa composition détaillée comme dans sa variation temporelle. Les réponses spécifiques occasionnées par un paramètre abiotique donné au niveau d'une communauté multispécifique ne pourront pas être élucidées très clairement dans ce contexte composite dont les variations temporelles sont mal documentées par les stratégies d'échantillonnage.

Dans le cas présent, la plus-value probable d'une solution multimétrique peut résider dans l'évaluation de **l'altération liée à l'enrichissement en nutriments** d'un côté et des **altérations de type minier** d'un autre côté, ces types d'altérations étant inégalement distribués selon les caractéristiques du contexte naturel de Nouvelle-Calédonie et des pressions anthropiques qui peuvent s'y exercer. Ces 2 gradients d'anthropisation, assez largement décorrélés dans le jeu de données d'étude (voir en Figure 20 la faible autocorrélation des métaux lourds Cr et Ni avec toute variable anthropique d'enrichissement trophique), permettent d'espérer une évaluation judicieuse de chacun d'entre eux en tant que tel.

Si l'on élargit la perspective, la construction d'indices multimétriques a déjà apporté une plus-value plus réelle et palpable sur d'autres maillons biologiques, y compris en France. Ainsi, c'est selon ce principe qu'ont été créés le nouvel indice invertébrés de métropole, l'I2M2, et le nouvel indice Poisson, l'IPR+. Comme ces maillons biologiques visent d'emblée l'évaluation de plusieurs grands types d'altérations anthropiques assez faciles à sérier (physiques, trophiques, toxiques), une vraie plus-value, qui était attendue, s'est effectivement concrétisée. Ces 2 nouveaux indices, actuellement en évaluation comparée avec les anciens indices-maillons (IBGN et IPR) pour tout le cycle de gestion des masses d'eau actuel, prendront le relai pour les cycles de surveillance suivants.

Au niveau de l'Union Européenne, la DCE, ainsi que diverses recommandations et documents-guides ECOSTAT, poussent aussi dans ce sens de l'élaboration d'indices multimétriques, qui sont des outils permettant mieux d'explicitier quelles altérations provoquent les effets dominants, et vers quelles mesures correctives il vaut mieux s'orienter pour restaurer le bon état écologique. Leur philosophie de construction permettra plus facilement d'en dériver des outils de diagnostic d'altérations ciblées.

Ce principe de conception multimétrique envisagé pour l'IDNC s'inscrit donc bien dans les orientations de pensée les plus actuelles relatives à la surveillance et la gestion des hydrosystèmes. Par ailleurs, il semble *a priori* le plus adéquat pour rendre compte de façon sériée des 2 grandes catégories d'altérations (trophique *versus* minière) rencontrées en Nouvelle-Calédonie en fonction d'une dichotomie particulièrement nette des conditions naturelles (contexte volcano-sédimentaire d'une part, et contexte ultramafique d'autre part), avant de réintégrer les effets de ces 2 types d'altération dans l'évaluation globale d'état écologique.

V.2 Résumé des principes de base et des objectifs retenus pour élaborer l'IDNC

En bilan de toute l'analyse contextuelle qui précède, voici un résumé des objectifs méthodologiques sous-tendant la création de l'IDNC, après analyse de la situation locale et des caractéristiques des données qui y ont été collectées :

L'IDNC sera créé à partir de deux grands groupes de métriques permettant d'aborder séparément les effets de descripteurs d'**enrichissement en nutriments** sur les communautés diatomiques d'une part, les effets de **descripteurs abiotiques d'altération minière** sur ces mêmes communautés d'autre part.

L'approche de mise en relation pression-impacts ne partira plus de gradients composites d'anthropisation que, dans des approches antérieures, nous avons réussi à résumer en nous appuyant sur des techniques d'analyses multivariées (analyse de co-inertie, ACP, ACC selon le cas).

Ici, au contraire, nous envisageons d'étudier, l'un après l'autre et séparément, **plusieurs gradients de paramètres abiotiques** liés à l'anthropisation et leurs **effets séparés sur les communautés diatomiques**. Puis nous regrouperons après coup, après en avoir étudié les modalités les plus adéquates, les effets de ces descripteurs séparés dans des catégories plus larges d'altérations anthropiques.

Nous ne comptons pas relier ces gradients abiotiques à l'évolution complète de la composition des communautés diatomiques, mais plutôt à des **signaux forts** intervenant sur un changement de composition spécifique des communautés avec l'augmentation des valeurs du paramètre d'anthropisation.

Comme nous avons déjà pu le repérer par les résultats de la biotypologie, les phénomènes de drift permanent de taxons de qualité venant de l'amont tamponnent l'effet des gradients d'anthropisation à l'aval de sites de forts rejets, et il est d'ores et déjà prévisible que la piste de **disparition de taxons sensibles** donne des résultats plus bruités, donc moins nets et moins utilisables, que celle de l'apparition de taxons nouveaux manifestant une tolérance à l'altération.

A partir d'un certain niveau de gradient anthropique, ce changement de composition des assemblages va plus certainement se traduire par une apparition, puis par un accroissement des abondances relatives d'un **cortège de nouvelles espèces tolérantes à l'altération**. Dans les démarches DOM précédentes, nous avons qualifié ces nouveaux taxons apparus comme « **taxons d'alerte** », et ce vocable reste d'actualité.

Enfin, beaucoup de taxons du jeu de données étant faiblement occurrents et/ou abondants, une part de hasard assez importante est susceptible d'intervenir sur le fait de ne pas trouver, puis de trouver un taxon donné à partir d'un seuil de gradient environnemental donné. Il faut donc une information assez assise pour pouvoir repérer de façon relativement valide un tel seuil d'apparition, l'idéal étant de pouvoir lui associer un niveau d'incertitude. Au-delà de l'information autocentrée portée par un taxon d'alerte auquel on s'intéresse sur un gradient environnemental donné, il sera utile également de conforter, sur une assise plus importante d'espèces-repères, à partir de quel seuil de gradient de ce paramètre d'anthropisation la communauté multispécifique devient visiblement impactée et est en cours de basculement de flore.

V.3 Choix de l'outil TITAN et justification

En fonction des objectifs et des pistes méthodologiques de construction d'indice envisagées ci-dessus, nous avons pu repérer la diffusion sous R (Team 2014) d'un outil publié depuis quelques années : Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) (Baker et King 2010) qui pouvait correspondre à nos besoins.

D'une manière générale, les écologues sont à la recherche de méthodes permettant de détecter et d'assigner des valeurs quantitatives à des seuils écologiques associés à un changement de flore. La détermination de ces seuils écologiques est particulièrement utile et stratégique dans le domaine des gradients environnementaux d'origine anthropique car de tels gradients, jamais rencontrés dans des environnements parfaitement naturels, représentent des conditions totalement inédites tombant hors du domaine expérimenté par les espèces autochtones tout au long de leur évolution.

La distribution d'espèces dans des conditions habituellement non-altérées est donc susceptible de changer brutalement, à partir d'un certain niveau de gradient anthropique auquel les communautés natives n'ont jamais eu l'occasion d'être confrontées, par l'apparition de cortèges d'espèces spécifiquement associées aux altérations anthropiques (ex : ADEG, EOMI, FSAP, NUMB etc...) et très souvent cosmopolites.

De tels changements brutaux appliqués sur **un seul descripteur abiotique d'anthropisation** vont provoquer certains effets sur la composition de communautés complexes. Dans le cas où ces changements deviennent **plurifactoriels**, la composition en espèces d'une communauté étant elle-même multivariée (1 espèce = une dimension), ces changements plurifactoriels vont selon toute vraisemblance provoquer un effet différent sur la composition en espèces par rapport à un changement monofactoriel, chaque espèce étant amenée à réagir différemment en fonction du faisceau de facteurs de forçages auquel elle est soumise.

La relation entre un faisceau de conditions environnementales et la composition multispécifique d'assemblage est donc particulièrement difficile à décrypter à ce double niveau de complexité.

Il se rajoute encore une autre difficulté de taille liée à la structure habituelle des communautés biologiques multispécifiques, à savoir que, dans des jeux de données basés sur leur composition détaillée, beaucoup de taxons ont de faibles probabilités d'occurrence et des niveaux d'abondance très fortement variables (McCune et al., 2002). Compte-tenu de ce qui précède, la plupart des méthodes statistiques utilisées jusqu'à présent pour identifier des seuils écologiques n'ont pas été développées pour prendre en charge des données d'abondance multi-espèces (*e.g.* Andersen et al. 2009), mais se sont plutôt intéressées à la réponse de taxons uniques pour approcher ce seuil. L'éventualité d'aborder successivement la réponse de différents taxons étudiés l'un après l'autre est cependant une possibilité offerte par ces outils, mais cette façon de faire comporte un déficit de dimension intégrative.

Le cas spécifique des communautés diatomiques des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie ne fait pas exception à cette règle générale de structuration des assemblages diatomiques puisqu'il a déjà été relevé dans un chapitre précédent (voir partie droite des 2 graphiques de la Figure 26) qu'un grand nombre de taxons, qui présentent à la fois des valeurs d'occurrence et d'abondance relative faibles, constituent une fine « queue de comète » dont la représentation fidèle devient très aléatoire dans un assemblage diatomique donné, qu'on s'intéresse d'ailleurs à l'un ou à l'autre de ces 2 critères.

La nouvelle méthode analytique TITAN permet :

- d'explorer et d'identifier des changements brusques portant à la fois sur l'occurrence et l'abondance relative de taxons individuels au long d'un gradient environnemental, spatial ou temporel,
- de quantifier l'incertitude attachée à la localisation du changement abrupt de communauté sur le gradient,
- d'estimer le synchronisme relatif et l'incertitude de ces changements comme un indicateur non-paramétrique de seuil de basculement de communauté.

La démarche mobilisée par Titan est présentée en Figure 32 (page suivante).

En pratique, cet outil innovant permet de combiner :

- une analyse de fixation de **point(s) de changement** dans un gradient environnemental abiotique (c'est-à-dire une valeur caractéristique de ce gradient associée à un basculement de taxon indicateur ou d'une communauté multispécifique),
- une analyse d'**espèces indicatrices**, en repérant à la fois les taxons pouvant être considérés comme purement représentatifs du changement dans un gradient environnemental donné et en mettant en perspective le niveau de leur réponse (en termes d'apparition (scores Z+) ou de disparition (scores Z-) par rapport à un basculement de la communauté multispécifique.

TITAN s'appuie sur 2 types d'approches antérieurement publiées, qu'il combine pour en étendre la portée et les possibilités d'utilisation :

- **L'analyse des points de changement ou nCPA** (King et Richardson 2003, Qian et al., 2003) est une technique non paramétrique qui ordonne et partitionne les observations au long d'un gradient environnemental, de la même façon que le fait un arbre de régression multivarié à une seule division (MRT) (De'Ath 2002), en remplaçant la réponse univariée d'un arbre de régression classique par une mesure de dissimilarité multivariée entre les paires d'échantillons. La partition optimale est obtenue en maximisant la dissimilarité inter-groupe par rapport à la dissimilarité intra-groupe, sur la base d'un calcul réalisé à l'aide d'une métrique de distance écologique sélectionnée par l'utilisateur (ex : indice de dissimilarité de Bray-Curtis). Comme la partition optimale va être sensible à la qualité de la distribution des échantillons au long du gradient environnemental, la nCPA ajoute une procédure de ré-échantillonnage par bootstrap afin d'évaluer l'incertitude associée à la détermination du point de changement défini sur la base des données observées (De'Ath 2002 ; King et al. 2005).

- **L'utilisation de l'INDVAL** ((Dufrene et Legendre 1997) : TITAN remplace la réponse de dissimilarité de la nCPA, agrégée au niveau de la communauté, par l'utilisation des scores de valeur indicatrice spécifique à un taxon (ou **scores IndVal**) de l'**analyse d'espèces indicatrices IndicSpecies**. Le score IndVal, qui utilise à la fois les données d'occurrence et d'abondance relative d'un taxon donné dans les relevés biologiques, combine un indicateur de spécificité A_{kj} et un indicateur de fidélité B_{kj} pour rendre compte de la typicité de l'intervention d'un taxon dans un groupe donné.

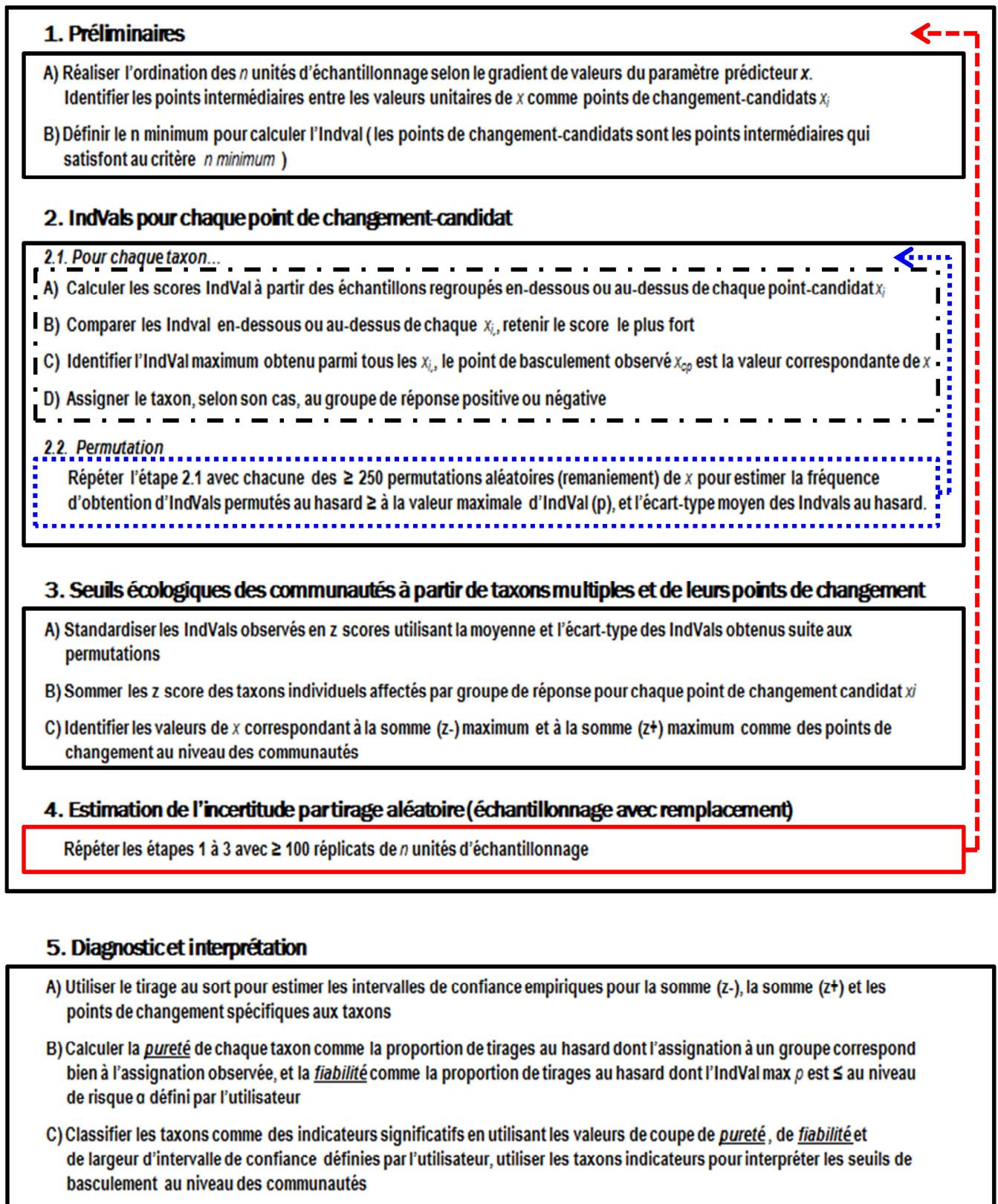


Figure 32 : Organigramme de fonctionnement de l'outil TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis) - adapté d'après Baker et King 2010.

L'IndVal est un indicateur largement accepté pour identifier des taxons indicateurs dans des jeux de données bruitées. Il consiste en une mesure simple et intuitive imaginée spécifiquement pour rendre compte de la force d'une association entre tout taxon particulier et un classement préalable externe d'échantillons (par exemple une typologie externe préalable de communautés réalisée à l'aide d'un arbre de classification et les clusters qui en résultent). Ainsi, dans le cas présent de l'analyse de l'affinité d'un taxon avec un gradient environnemental, 2 scores Indval peuvent être obtenus pour un même taxon selon qu'on considère sa répartition dans le groupe d'échantillons au-dessus d'un seuil donné par rapport à celle qu'il manifeste dans le groupe d'échantillons en-dessous du seuil. La valeur la plus forte sera obtenue dans le groupe avec qui il a le plus d'affinité (résultante de sa plus forte spécificité et fidélité à un des 2 groupes).

Il est ainsi facile d'imaginer de déplacer progressivement ce seuil entre les 2 groupes au long de tout le gradient environnemental concerné et, en calculant à chaque fois les 2 IndVal, de repérer **à quel niveau de seuil la valeur d'IndVal est maximale pour ce taxon** dans un groupe donné. Cette méthode est un moyen efficace de repérer le niveau optimal de basculement d'un taxon qui apparaît avec le gradient, ou au contraire, le niveau optimal de basculement au long du gradient environnemental qui correspond à sa disparition.

Finalement, TITAN va utiliser les scores IndVal obtenus par les taxons, étudiés l'un après l'autre, pour identifier les **points de changement des communautés** au long d'un gradient environnemental continu.

L'étude de la Figure 32 permet de mieux comprendre les principes de fonctionnement de TITAN. La succession des opérations qu'il réalise au cours de l'analyse est résumée sommairement ci-dessous.

La **phase 1**, préliminaire, vise à préparer l'examen successif de seuils de changement-candidats au long du gradient étudié (saucissonnage du gradient en valeurs de changement-candidates). Pour l'étude de chaque valeur de changement-candidate, cela conduit à la définition de 2 regroupements de relevés (un au-dessous du seuil-candidat, un au-dessus) et, pour chacun d'entre eux, le score IndVal du taxon pourra être calculé. Cependant, comparer un très important nombre d'échantillons d'un côté d'un seuil et un ou 2 échantillonnages seulement dans l'autre groupe n'aurait pas de sens et ne serait pas fiable, c'est ce qui peut se passer en pratique aux 2 extrémités du gradient considéré. Il faut donc en phase 1-B définir le nombre minimum d'échantillons admis dans un sous-ensemble d'une partition pour que le calcul de l'IndVal garde son sens. C'est l'opérateur qui décide de ce nombre minimum avant de lancer l'analyse.

La **phase 2** vise pour chaque taxon à optimiser l'Indval par groupe (tuner les seuils de changement-candidat) et à calculer, pour chaque partition, le score IndVal du taxon dans chacun des groupes (en-dessous du seuil *versus* au-dessus du seuil). **Le plus fort Indval obtenu marque le seuil de changement le plus efficace pour ce taxon** (celui où il est le plus spécifique et le plus fidèle à un sous-ensemble donné).

Au cours de cette phase, le seuil de basculement indiqué par le taxon et le sens dans lequel son abondance évolue sont enregistrés :

- l'abondance augmente avec le gradient, ce qui signifie une affinité,
- l'abondance diminue avec le gradient, ce qui signifie une sensibilité négative.

Le taxon est ainsi assigné à un groupe de réponses positives ou négatives.

A la fin de cette phase, les analyses sont répétées 250 fois après un jeu de permutations au hasard, ce qui permet de calculer un IndVal moyen et un écart-type des

IndVal. Ces valeurs permettent d'assigner **une incertitude autour du seuil de changement** repéré pour le taxon sur la base des valeurs réelles.

La **phase 3** s'intéresse plutôt à la notion de **seuil de basculement des communautés multispécifiques** vis-à-vis d'un gradient environnemental donné, à partir de toutes les observations monospécifiques faites en balayant les points de changement-candidat. Afin de donner autant de poids aux taxons peu occurrents-abondants, mais pourtant tout aussi structurants que d'autres taxons plus fortement occurrents-abondants, alors que le calcul du score IndVal est sensible à cet aspect, **il est procédé à une standardisation des valeurs d'IndVal par le biais de z scores**. Cela revient à centrer-réduire ces valeurs et permet ainsi de contrôler l'influence que la fréquence des taxons dans le jeu de données (nombre d'occurrences et/ou leur niveau d'abondance relative) exerce mécaniquement sur le niveau des scores IndVal obtenus.

Intérêt de centrer-réduire une variable, calcul des z scores

. - **Centrer** une variable consiste à soustraire son espérance μ à chacune de ses valeurs initiales, autrement dit à retrancher à chaque donnée observée la moyenne statistique espérée de cette variable. Cette opération revient dans les faits à effectuer un simple changement d'origine qui place la moyenne de la distribution au point d'origine (0) de l'axe, ou au croisement de l'origine des axes (dans le cas des analyses multivariées). Dans le domaine des probabilités, **l'espérance mathématique** d'une variable aléatoire réelle est sa moyenne attendue et la plus probable si l'on reproduit un grand nombre de fois la même opération que celle ayant servi à produire la valeur observée de la variable.

- **Réduire** une variable consiste à diviser toutes ses valeurs par son écart-type σ

Donc, si μ est l'espérance (moyenne attendue et la plus probable) d'une variable aléatoire et σ l'écart-type de ses valeurs, centrer-réduire l'une de ses valeurs V revient alors à calculer le z score de cette valeur :

$$Z = \frac{(V - \mu)}{\sigma}$$

ne variable centrée réduite présente :

- une espérance nulle,
- une variance égale à 1,
- un écart type égal à 1.

De cette façon, on obtient :

- des données indépendantes de l'unité ou de l'échelle choisie ;
- des variables ayant même moyenne et même dispersion.

Cela permet de comparer plus aisément, sur une base standardisée, les variations de plusieurs variables qui n'ont pas le même référentiel de valeurs.

Pour poursuivre la réalisation de la **phase 3**, les z scores des taxons individuels sont ensuite sommés par groupe d'assignation (taxons qui régressent *versus* taxons qui augmentent au long du gradient) pour chaque point de changement-candidat. La (les) valeur(s) du paramètre environnemental x qui correspond(ent) aux z- maximum et z+ maximum sont les points de changement au niveau des communautés multisécifiques.

La **phase 4** vise à réaliser 100 réplifications des phases de 1 à 3 après tirage aléatoire de certaines unités d'échantillonnage (ou relevés biologiques).

La **phase 5** utilise l'ensemble des résultats acquis (sur la base des données réelles, après bootstraps et tirages aléatoires) pour effectuer un diagnostic et une interprétation des seuils écologiques ainsi obtenus :

- Les résultats obtenus après les cycles de bootstraps permettent de fixer les limites des intervalles de confiance pour la somme (z-), la somme (z+), les points de changement spécifiques par taxon,
- La *pureté* pour chaque taxon peut être calculée (après tirages au sort, proportion d'assignation du taxon au même groupe que l'assignation obtenue sur la base des données observées), ainsi que la *fiabilité* (proportion des répliqués pour lesquels $\text{IndVal}_{\max} p$ est inférieur ou égal à un niveau de risque α défini par l'utilisateur).
- Classifier quels taxons sont des taxons indicateurs significatifs, en utilisant leurs caractéristiques de pureté, de fiabilité et des bornes d'intervalle de confiance définies par l'utilisateur, utiliser ces taxons indicateurs pour interpréter les seuils de changement des communautés.

Un aspect très intéressant de cet outil est que, par le biais des tirages aléatoires (mobilisation adéquate de la technique des bootstraps), un intervalle de confiance peut être défini sur la valeur de basculement d'une communauté multisécifique à un seuil environnemental donné. Bien que les auteurs préconisent dans ce cas une prudence accrue, il peut en être de même sur la valeur de basculement d'un taxon donné dans un gradient environnemental donné, à la condition impérative que ce taxon soit suffisamment représenté pour donner de la consistance à sa distribution propre. Sinon, il est possible de cerner la confiance affectée à la détermination de seuil selon ce taxon en s'appuyant sur la mise en perspective des réponses des autres taxons indicateurs de basculement vis-à-vis du même gradient environnemental.

La Figure 33 illustre les types de réponses des scores IndVal et des z scores pour 6 distributions hypothétiques de taxons au long d'un gradient environnemental uniforme. La distribution théorique du taxon au long du gradient est figurée par les ronds bleus. Les scores d' IndVal obtenus par le taxon sont figurés en rouge, les z scores calculés en noir. La ou les valeur(s) maximale(s) de z score, qui correspond(ent) à la (aux) valeur(s) environnementale(s) de basculement du taxon, est (sont) figurée(s) par une flèche verticale pointillée.

Par rapport aux valeurs brutes d' IndVal , dont on a signalé qu'elles sont impactées à la hausse avec l'augmentation de l'occurrence et/ou de l'abondance relative du taxon, le calcul de z scores standardise l'information entre taxons et permet de considérer à égalité un taxon moins fréquent-abondant, mais dont le signal produit par le changement de conditions dans le gradient est aussi net et consistant que pour un taxon plus représenté. Cela facilite l'intégration des informations-taxons et leur prise en compte cumulée sur une base comparable pour parler de basculement des communautés.

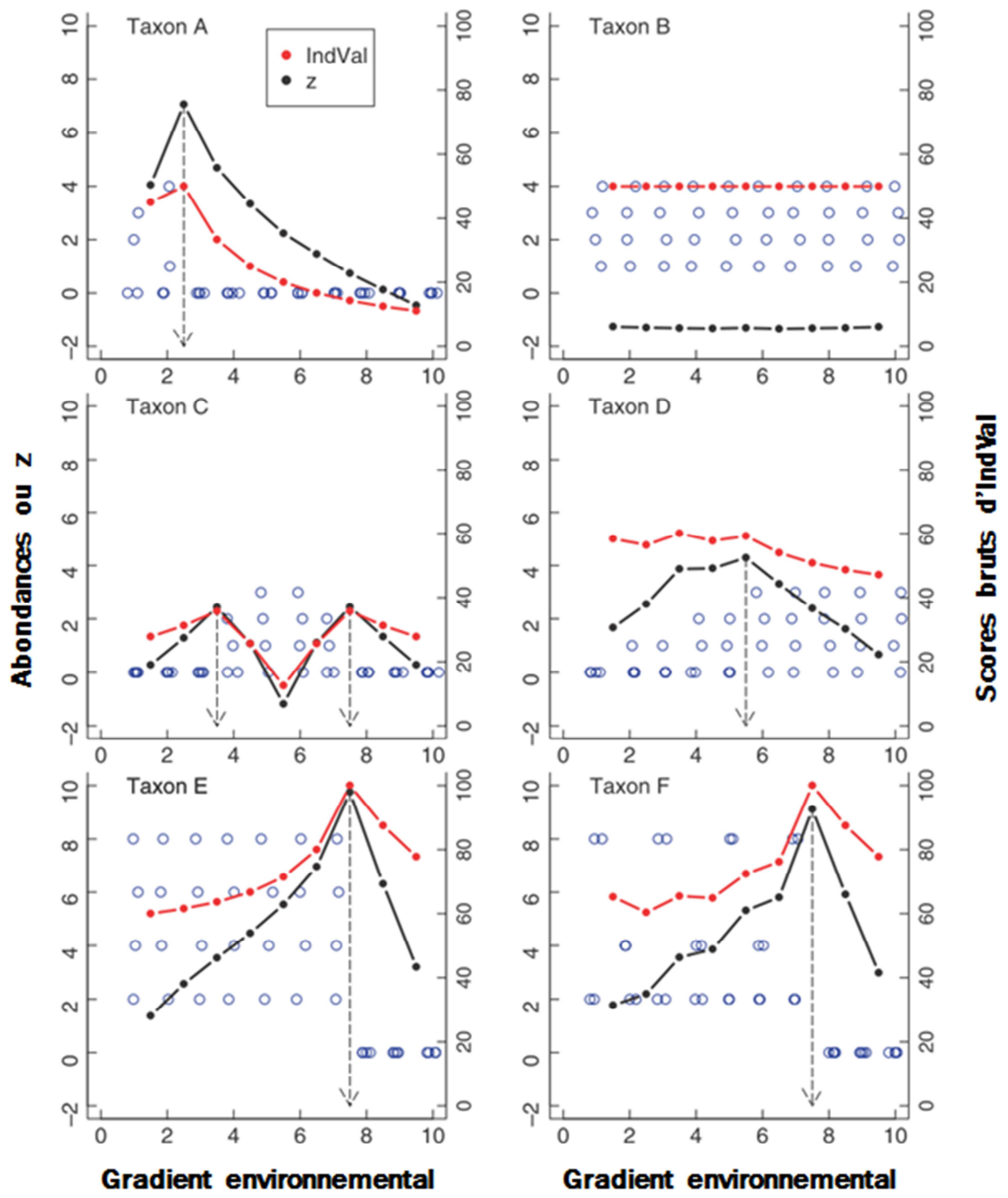


Figure 33 : Réponse de l'IndVal et des z scores pour 6 distributions hypothétiques d'abondances de taxon au long d'un gradient environnemental uniforme - adapté d'après Baker et King 2010.

On remarque que le point de changement sur le gradient environnemental (valeur la plus haute d'IndVal ou de z score) n'est pas déplacé, que l'on utilise l'une ou l'autre de ces métriques.

Par exemple, l'importance du Taxon A décroît rapidement avec l'accroissement du gradient environnemental (taxon sensible). Outre la valeur caractéristique de z score repérée pour le changement, ce taxon sera assigné au groupe z-.

Il en est de même, avec des valeurs environnementales de décroissance plus élevées, pour le taxon E et le Taxon F, qui sont donc un peu plus tolérants à ce gradient mais finissent par être affectés.

Le Taxon D, par contre, voit son abondance croître au long du gradient. A la valeur environnementale de changement, il sera assigné au groupe z+.

Le Taxon B, réparti de façon équivalente tout au long du gradient environnemental, y est visiblement indifférent.

Le Taxon C a une distribution de type gaussienne dans le gradient environnemental. Cela signifie que, selon le secteur du gradient considéré, celui-ci agit en sens inverse sur ce taxon :

- Le taxon commence par augmenter sa distribution avec le début d'augmentation du gradient. Il peut donc lui être affecté une valeur de changement et une première assignation dans le groupe z+.
- Avec l'augmentation forte du gradient, le comportement du taxon s'inverse, à savoir que le changement environnemental provoque une diminution du taxon, assigné cette fois au groupe z-.

Le Taxon C manifeste donc une réponse un peu ambiguë (non-univoque en fonction de l'accroissement du gradient), se comportant d'abord comme taxon z+ et devenant au final taxon z- avec l'augmentation des valeurs d'anthropisation au long du gradient.

En pratique, de tels taxons avec double mode de score z seront rarement sélectionnés d'emblée par TITAN comme bons taxons indicateurs d'un gradient donné car leur apparition semble surtout liée à la levée d'un facteur limitant (1^{er} mode z+) et ensuite, comme ils sont plutôt gênés par les forts niveaux d'altération anthropique, ils vont être considérés comme taxons z- avec la forte augmentation du gradient.

Les seuils de changement des **communautés complètes** vis-à-vis du gradient d'un paramètre environnemental donné seront repérés au moyen de la somme (z+) max et /ou la somme des (z-) max de tous les taxons qui structurent la communauté.

Dans le cadre de la mise au point de l'IDNC, nous avons décidé d'utiliser TITAN dans une optique un peu différente, mais compatible avec les concepts, objectifs et procédures de l'outil.

En effet, l'objectif dominant dans notre cas n'est pas d'évaluer des seuils écologiques relatifs à l'influence de facteurs naturels s'appliquant plutôt à large échelle, mais de repérer des **seuils de basculement des taxons indicateurs et des communautés** en fonction de gradients, même éventuellement très locaux (cas de rejets ponctuels de STEP) présentés par des **descripteurs d'anthropisation** (ex : les nutriments, la matière organique, les métaux lourds dissous...) qui permettent de caractériser l'influence des pollutions sur l'hydrochimie des hydrosystèmes.

Les grands traits de la démarche d'utilisation de TITAN au service de la conception de l'IDNC sont donc déclinés au chapitre suivant.

V.4 Mobilisation de TITAN pour la conception de l'IDNC

V.4.1 Discussion préalable

La procédure d'utilisation de TITAN proposée par les auteurs de la méthode avait pour but principal le repérage de points de changement dans des gradients environnementaux, ainsi que de taxons indicateurs fiables permettant de quantifier et de consolider des seuils abiotiques associés à un changement important de composition des communautés.

Elle nous semble tout-à-fait transposable à une problématique un peu différente, qui consiste à étudier des **gradients de pollution anthropique** et des **taxons spécifiquement indicateurs de tel ou tel type de pollution**.

La consolidation multi-espèces des seuils dans les gradients abiotiques qui provoquent des basculements (shifts) dans la composition des communautés n'est pour nous, en revanche, qu'un moyen d'asseoir un peu mieux l'information insuffisamment assise apportée par un taxon seul, éventuellement assez peu représenté dans la matrice biologique, dans un contexte de référentiel physico-chimique encore trop limité et souvent trop peu discrétisé au long du gradient rencontré pour ce paramètre.

En effet, en Nouvelle-Calédonie, la large majorité des sites présente de faibles valeurs d'anthropisation, et le référentiel bascule ensuite brutalement vers un tout petit nombre de sites très anthropisés, avec une difficulté supplémentaire créée par l'autocorrélation de plusieurs paramètres d'anthropisation à valeurs fortes, voire très fortes, qui arrivent au cours d'eau en un même point, comme c'est typiquement le cas pour divers rejets de STEP (l'exemple le plus flagrant et le plus intense étant celui de la station Yahoué 2 à l'aval de Nouméa).

Pour mémoire, la consolidation multi-espèces pour étayer un niveau de basculement dans la composition des flores lié à un changement environnemental, qui était un but important en soi pour les concepteurs de TITAN, nous apporte une petite sécurisation sur le niveau du signal pris en compte pour rendre compte du changement de pression anthropique, mais n'est pas forcément de la plus grande pertinence pour la réussite du chantier IDNC.

En effet, on a déjà pu se rendre compte au niveau de l'étude biotypologique que, même à l'aval des sources de pollution les plus intenses de Nouvelle-Calédonie (exemple précité de la Yahoué à l'aval de Nouméa, ou la pollution de STEP est vraiment massive sur un cours d'eau de taille modeste), la typologie des assemblages était encore suffisamment résiliente et marquée par les espèces amont de qualité, au point qu'il faudrait attendre le 12^{ème} niveau de coupe de l'arbre de classification pour identifier le premier cluster à typologie principalement structurée par l'altération anthropique occasionnant un fort enrichissement en nutriments (le niveau de coupe à atteindre étant encore sensiblement plus profond pour isoler l'influence stricte d'altérations minières).

Même si le point de changement de certains taxons z+ assez fortement distribués, donc à l'information écologique bien étayée, peut venir conforter l'information moins robuste de taxons distribués dans peu de sites et/ou peu abondants, rien ne conduit à avoir la certitude *a priori* que les réponses de taxons différents, qui ont chacun un patrimoine génétique, des *optima* autoécologiques, des caractéristiques de sensibilité ou de tolérance qui leur sont propres, doivent être parfaitement synchrones sur les concentrations qui provoquent le changement marquant dans leur distribution.

Notre but principal dans ce travail est donc plus de repérer les **taxons indicateurs fiables des effets d'une pollution donnée** (c'est de ce type d'information dont se sert un indice basé sur le signal amené par des taxons d'alerte) que le point de basculement en tant que tel d'un type de communauté écologique vers un autre type de communauté écologique.

Quoi qu'il en soit, dans le cadre de la conception d'un indice biotique, l'outil TITAN permet d'aborder, **un par un et successivement**, l'effet de chaque **descripteur d'impact anthropique d'intérêt** et d'y associer les taxons marquant plus spécifiquement de ce gradient. Le principe de fonctionnement de cet outil est à même d'autoriser la construction de méthodes indicielles ou de diagnostic **réellement multimétriques**, à la condition cependant que les descripteurs de pollutions anthropiques ne soient pas trop fortement autocorrélés entre eux.

Les **taxons z-** sont **perturbés** avec l'**augmentation des valeurs du gradient**. Ce sont donc des taxons sensibles qui auront tendance à régresser plus ou moins vite selon l'augmentation des concentrations du paramètre considéré.

Dans le contexte de la Nouvelle-Calédonie, avec de courts linéaires de cours d'eau et une résilience marquée des assemblages naturels, soutenue par le drift important d'espèces venues de l'amont, les taxons z- seront difficilement porteurs d'un message très clair sur les conditions d'anthropisation car, du fait du contexte pré-indiqué, ils ne disparaissent pas complètement des assemblages à l'aval des altérations. Il a donc été fait le choix de ne pas les utiliser pour l'élaboration de cette version d'IDNC.

Les **taxons z+**, au contraire, présentent une **affinité non ambiguë avec l'augmentation du gradient**, donc avec les **situations polluées**. C'est donc sur cette catégorie de taxons que s'est centré l'effort de repérage de taxons d'alerte, ensuite utilisés pour mesurer l'effet des dégradations anthropiques (ce sont ces taxons qui vont faire baisser les notes de chaque métrique).

Une fois les taxons indicateurs repérés par gradient monofactoriel d'intérêt, ce qui est la première étape de travail réalisable, il devient possible de les agréger pour obtenir une évaluation multimétrique de l'état écologique résumée par la note d'IDNC.

Cependant, avant d'arriver à ce résultat, deux réflexions spécifiques sont à mener :

- Comment **les mobiliser et les agréger dans l'IDNC** de la façon la plus adéquate, en fonction du type de pression qu'ils représentent ?
- Selon quelle logique faut-il construire les grilles d'évaluation en EQR, ce qui renvoie à la notion de **référence pertinente** par rapport au **type de gradient d'altération considéré** ?

A ce sujet, la trame naturelle pertinente à laquelle il vaut mieux faire appel en Nouvelle-Calédonie pour évaluer des types différents de pollution (par exemple des pollutions trophiques *versus* des pollutions toxiques) n'est probablement pas la même, ou demande pour le moins une réflexion spécifique.

V.4.2 Descripteurs d'anthropisation étudiés

Le choix et la combinaison ultérieure de ces descripteurs doit pouvoir représenter différentes natures distinctes d'altérations anthropiques, générant des réponses si possible distinctes des taxons qui les illustrent.

Or ce choix de descripteurs pertinents résulte en partie d'un compromis, à savoir que certains paramètres qui auraient été très intéressants pour illustrer très précisément certains types d'altérations n'ont pas été suffisamment incorporés aux stratégies d'analyse chimique pour procurer des référentiels complets, ou pouvant faire l'objet d'une complétion fiable au terme des campagnes de prélèvement.

2 problèmes de ce type ont été diagnostiqués *a posteriori* comme insolubles au moment du post-traitement des référentiels abiotiques capitalisés au cours de l'étude :

- Les analyses de **phosphore total (P Tot.)**, dont l'utilité principale aurait été de permettre le post-calcul du phosphore non biodisponible, par rétrocalcul avec le résultat d'analyse des orthophosphates, afin de renseigner la part de phosphore particulaire transportée par la charge de MES dans la colonne d'eau (un des impacts de l'érosion), ont été faites par le laboratoire sur **eau filtrée** alors que, au moins pour le domaine des eaux douces, cette analyse est habituellement faite sur eau brute. Cet état de fait résulte peut-être d'une pratique locale de laboratoire intéressante en milieu marin, mais est *a priori* de peu d'intérêt en eau douce. De ce fait, PO₄ et PTD, qui représentent quasiment la même chose, étaient très fortement autocorrélés dans la matrice d'auto-corrélation de Pearson (voir Figure 20), ils apportaient quasiment la même information dans l'ACP complète, et nous avons donc été amenés à éliminer le PTD dans l'ACP restreinte pour cause de trop forte redondance. En fonction de ce problème, qui n'a été vraiment diagnostiqué qu'après la fin des analyses chimiques, nous ne disposons malheureusement pas de descripteur de la charge en phosphore non biodisponible de la colonne d'eau, qui aurait correspondu au phosphore particulaire associé aux MES.
- Le référentiel d'analyses de **N Kjeldahl**, tout-à-fait essentiel pour rendre compte de la quantité de matière organique, et plus particulièrement de la composition en azote de la matière organique, n'a pas été également analysé selon le réseau et les opérateurs (analyse souvent faite sur le dispositif d'étude, mais rarement faite ou non faite dans les réseaux miniers). Or, ce référentiel serait riche en enseignements plus fiables sur la charge en matière organique des eaux, en confrontation avec les analyses de DBO₅ qui, en contexte tropical, subissent déjà une forte baisse en flacon avant leur prise en charge au laboratoire.

Au vu de l'analyse des données de l'ACP restreinte faite en début de ce rapport et compte-tenu de ces 2 problèmes particuliers, les descripteurs d'anthropisation jugés d'intérêt (certains, par défaut) pour l'étude de gradients TITAN ont été les suivants :

a) Pollutions provoquant un enrichissement en nutriments :

- La **DBO₅** et les teneurs en **NH₄** ont été choisies pour rendre compte plus spécifiquement des pollutions anthropiques en **matière organique**. La DBO₅ présente le défaut pré-indiqué d'abattement spontané rapide en conditions tropicales, qui intervient du prélèvement à la fin de l'acheminement routier en glacière, avant que l'échantillon puisse être stabilisé à 4°C dans le réfrigérateur du laboratoire. A défaut de N Kjeldahl, NH₄, descripteur moins stable et moins intégrateur, a été choisi car dans les hydrosystèmes, l'ammonification est la première transformation des formes de l'azote sous une forme minérale qui intervient après attaque de la matière organique par des organismes hétérotrophes. La matière organique, le NKJ et le NH₄ sont donc souvent trouvés en mélange dans les points de pollution organique.

- Le **PO₄** est la forme la plus biodisponible du phosphore, et souvent la principale cause de l'**eutrophisation des eaux douces** (renforcement de la productivité des producteurs primaires phototrophes comme les macrophytes aquatiques et micro-algues, cyanobactéries etc...).

- Le **NO₃** ou nitrate est souvent trouvé en plus grande quantité à l'aval des bassins versants sous influence de pollutions agricoles diffuses, mais aussi de pollutions domestiques et de STEP, après minéralisation complète de la matière organique. Il s'agit de la forme d'évolution minérale ultime de l'azote en écosystèmes aquatiques, complètement oxydée donc ne générant plus de demande en oxygène, mais qui exerce cependant un effet fertilisant stimulateur de croissance végétale à l'aval des cours d'eau et dans les milieux littoraux (ex : marées vertes à ulvacées de Bretagne) et lagons sous influence de leurs exutoires.

b) Altérations plutôt associées à l'activité minière :

- La teneur de la colonne d'eau en **chrome dissous (Cr)**. Ce métal lourd, présent dans les mêmes zones géographiques et dans les mêmes substrats naturels que le nickel (sapolites), arrive dans les mêmes cours d'eau que ce dernier et provoque aussi une sélection de flore naturellement tolérante aux métaux lourds d'origine ultramafique. L'activité minière occasionne une élévation de la teneur des cours d'eau en cet élément, renforcée en cas d'épisodes hydrologiques de crues et de ruissellement-lixiviation, ce qui peut conduire à des phénomènes de toxicité chronique ou aiguë, y compris sur les flores naturelles pré-adaptées au contexte ultramafique. Les flores diatomiques sont sensibles à la toxicité de ce métal et, en cohérence avec la connaissance générale du risque environnemental associé à ces substances (NQE-MA Cr : 3,4 µg/l ; NQE-MA Ni : 20 µg/l), manifestent dans ce programme une réponse logiquement plus consistante qu'avec le nickel, en dépit du fait que les teneurs habituellement analysées en périodes de débits stables (hors épisodes hydrologiques) révèlent des teneurs souvent moindres en Cr qu'en Ni. C'est un bon descripteur d'impact anthropique minier par les métaux lourds dissous.

- La teneur de la colonne d'eau en **nickel dissous (Ni)**. Ce métal lourd est régulièrement détecté, souvent en couplage avec le chrome, en conditions hydrologiques stables et d'étiage. Dans ces conditions, on le trouve le plus souvent à des concentrations un peu plus élevées que le Cr à l'analyse, avec des effets biologiques cependant un peu moins nets sur les communautés. Par contre, sur les bassins avec exploitation minière et en particulier lors d'évènements hydrologiques provoqués par des pluies tropicales (non spécifiquement visés par les stratégies de prélèvement de notre programme, plutôt orientées vers des échantillonnages biologiques et abiotiques de type normatif réalisés en conditions de débits stables), le nickel doit indéniablement provoquer, comme le chrome, des pics plus importants de concentration en métal dissous qui vont exercer des effets toxiques renforcés sur les communautés diatomiques.

- Un troisième paramètre, à savoir l'**intensité de présence dans le cours d'eau de fines latéritiques**, a aussi été utilisé pour rendre compte de l'impact des altérations minières sur les flores diatomiques des cours d'eau. Pour rendre compte de ce paramètre sur les stations, la notation de terrain s'est basée sur une échelle de notation semi-quantitative à 4 classes rattachée dans le Tableau 8 en page suivante :

Tableau 8 : Grille de notation de l'intensité de présence des fines latéritiques dans les cours d'eau du dispositif d'étude.

Classes d'intensité	0	1	2	3
Description	Absence de fines latéritiques	Quelques dépôts en bordure et zones calmes	Présence générale sauf dans la veine d'eau principale	Présence générale y compris dans la veine d'eau principale

Attention : Ce descripteur a bien fait l'objet d'une observation et d'une notation spécifique sur toutes les stations du réseau. Précisons qu'il n'a pas pour but de noter la charge solide de l'eau et le colmatage du fond en toutes situations, y compris cours d'eau très aval à très faible pente dans la plaine littorale ou à l'amont d'un barrage à sel, dont le fond peut être colmaté ou même recouvert par des fines argileuses ou organiques, mais non latéritiques (le descripteur MES doit en rendre compte). Il est spécialement dédié à la reconnaissance de cours d'eau sous influence de zones amont ultramafiques et d'implantations minières, qui génèrent une érosion et provoquent le colmatage plus ou moins intense du lit de la rivière par des **particules fines d'origine latéritique**, reconnaissables par leur aspect, leur densité et leur gamme spécifique de coloration pouvant varier du jaunâtre au brun rougeâtre.

Ce descripteur « **colmatage latéritique** » intègre et rend probablement compte de plusieurs types d'actions susceptibles de provoquer des perturbations des flores, notamment : impact physique de type abrasion mécanique des biofilms, colmatage plus ou moins intense des substrats, bouffées turbides gênant l'accès à la lumière et probablement aussi, génération de teneurs augmentées en métaux dissous dans l'eau interstitielle intra-sédimentaire.

Ce paramètre, intéressant pour aider à détecter les zones aval sous influence minière et certains impacts miniers, a donc été mis en œuvre au moment des observations de terrain selon le tableau ci-dessus et mobilisé pour mettre au point une métrique de l'IDNC venant appuyer le diagnostic de ce type d'altération aux côtés des teneurs en métaux dissous Cr et Ni. Le descripteur « fines latéritiques » est une variable semi-quantitative, qui a nécessité quelques adaptations de traitement en vue de son analyse.

c) Indices de biodiversité des communautés.

Sur le maillon des diatomées benthiques des cours d'eau, il a souvent été remarqué que des perturbations de différentes natures intervenues antérieurement, dont le relevé des conditions abiotiques au moment du prélèvement biologique ne rend pas forcément compte de façon correcte (perturbations physiques, thermiques, toxiques, très forts niveaux d'enrichissement trophique, autres...), peuvent provoquer une modification des caractéristiques globales de biodiversité des communautés diatomiques, les symptômes en étant souvent un appauvrissement du nombre de taxons ou un déséquilibre de la composition multispécifique. Ces effets observables au niveau de la structure des communautés peuvent être occasionnés par la sélection de taxons mieux adaptés aux conditions spéciales rencontrées, ainsi qu'aux contraintes environnementales qu'elles ont pu générer sur des flores diatomiques sensibles (conduisant à leur disparition).

Comme l'IDNC intègre l'objectif de rendre compte de l'impact des perturbations liées à l'activité minière, il a été décidé, dans le cadre des analyses de données de ce programme, d'examiner plus en détail la réponse de 5 descripteurs de biodiversité afin d'étudier s'ils pouvaient donner un message consistant et interprétable pour l'évaluation et/ou le diagnostic de l'impact minier et, plus concrètement, s'ils pouvaient présenter un apport intéressant dans l'optique de l'élaboration du futur IDNC.

Ces 5 descripteurs testés ont été les suivants :

1) **Indice de richesse spécifique du relevé :**

Il correspond au nombre total de taxons identifiés dans un relevé,

2) **Indice de diversité de Shannon –Weaver :**

Cet indice, dont la formule est donnée ci-dessous, s'appuie sur le nombre d'espèces du relevé (sa richesse spécifique) et sur la répartition des individus au sein de ces espèces (équitabilité spécifique).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2(p_i)$$

Avec S = nombre de taxons présents dans le relevé et p_i la proportion du taxon i dans le relevé.

Cet indice donne une évaluation de la diversité spécifique d'un milieu. Il donne une valeur réelle positive qui en théorie n'a pas de maximum, mais qui est en général comprise entre 0 et 5.

3) **Indice de Diversité de Simpson :**

$$D_{Si} = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Avec S = nombre de taxons présents dans le relevé et p_i = la proportion du taxon i dans le relevé.

L'indice de diversité de Simpson varie de 0 à 1, les faibles valeurs correspondant à une faible diversité et des valeurs proches de 1 à une forte diversité.

4) **Indice d'Équitabilité de Simpson :**

$$E = \frac{D}{1 - \frac{1}{S}}$$

Avec D = indice de Simpson et S = nombre de taxons présents dans le relevé

5) **Indice d'Équitabilité de Piélou :**

$$E = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Où : H = Indice de Shannon-Weaver et S = nombre de taxons présents dans le relevé.

L'indice d'équitabilité de Pielou rapporte la diversité fournie par l'indice H' de Shannon-Weaver à la diversité théorique maximale sur une échelle variant de 0 (lorsque la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une espèce) à 1 (lorsque toutes les espèces ont la même abondance).

Pour résumer rapidement les résultats exploratoires obtenus, certains de ces indices ont révélé des réponses nettes dans diverses situations particulières, mais leur réponse au niveau de la structure globale de communautés est générique, donc plus difficile à interpréter que celle de métriques accordant un sens particulier à la présence des taxons précis constituant l'assemblage, basée sur la connaissance de leur réponse autoécologique propre en réponse à telle ou telle altération (ex : forte affinité d'*Achnanthydium saphophilum* avec le degré d'altération organique).

Avec ces indices, on aborde donc une notion de biodiversité très générale. Le nombre de taxons d'un relevé ou l'équilibre des peuplements d'un relevé peuvent renseigner sur le fait que le peuplement a subi ou non des conditions très spéciales et/ou une perturbation ayant fortement structuré, voire bouleversé la composition de la communauté, mais ne rapporte aucune information assez spécifique pour pouvoir être rapportée à coup sûr à une altération anthropique donnée.

Ainsi, il a pu être remarqué des baisses de diversité spécifique assez marquées, ainsi que des modifications d'équitabilité des peuplements à certaines dates à l'aval d'infrastructures minières, ce qui était un résultat pressenti que nous envisagions éventuellement de mobiliser pour compléter le diagnostic d'altération minière. Mais nous avons aussi pu détecter, dans d'autres relevés du jeu de données, que des « perturbations » de toute autre nature peuvent causer le même type de résultat (exemples observés plusieurs fois au même site juste à l'aval d'une grosse cascade naturelle sur une rivière implantée dans la chaîne centrale ; sur divers relevés de la Rivière des Lacs à un site marqué notamment par une forte hydrodynamique ; sur une station de la Dumbéa située à l'aval d'une retenue et où se localisent des activités de baignade, les 2 influences pouvant d'ailleurs contribuer à ce résultat au même site...

De plus et d'une manière générale, il est connu que des perturbations physiques de type crue, des émergences-immersions de substrats, des mouvances de substrats ou d'autres phénomènes souvent d'origine naturelle, peuvent occasionner de tels effets sur les communautés à une date donnée, sans que l'on ait forcément la description exacte de tout ce qui s'est passé dans l'épisode qui a précédé l'échantillonnage de terrain.

Ce type de réponse trop globalisante ne renseigne donc pas assez sur la nature précise de la perturbation qui a bouleversé l'équilibre des communautés, et risque de faire diagnostiquer une altération sur des sites ou ce n'est pas une altération anthropique qui a provoqué le problème, mais une perturbation d'origine naturelle ayant provoqué un effet sur le compartiment des diatomées benthiques. Il est clair que certains indices de biodiversité répondent aux altérations minières, mais pas assez spécifiquement et exclusivement. Aussi, nous avons décidé de ne pas intégrer de métrique basée sur de tels descripteurs dans l'IDNC, qui vise une évaluation judicieuse et robuste d'une altération générale de l'état écologique, en liaison avec une origine anthropique, par rapport à la situation moyenne de référence dans la zone naturelle considérée.

Comme il a cependant été constaté que, sur les sites fortement altérés par des activités minières, certains de ces descripteurs apportent des réponses nettes, il n'est pas exclu de s'y ré-intéresser pour la détection plus précise d'impacts miniers au moment de la mise au point d'un système de diagnostic multi-métrique, mais cela mérite une réflexion spécifique afin de bien intégrer l'aspect de la non-réflexivité de ce type de réponse.

En effet, ce n'est pas parce qu'une liaison de cause à effet a été observée dans une situation ou un groupe de situations-types, en liaison avec une altération identifiée, que le même effet sur la structure générale de la communauté, dans une autre situation, sera obligatoirement occasionné par la même cause.

Le système interprétatif de ce type de manifestation s'exprimant au niveau de la biodiversité générale des assemblages est donc plus difficile à utiliser qu'une réaction établie et spécifique d'un taxon à un facteur de forçage donné (comme cela est en général le cas pour les taxons d'alerte). Pour utiliser à bon escient ce type de descripteurs génériques, il faudrait probablement imaginer et concevoir un logigramme se basant sur la convergence de plusieurs signaux, ou sur un système de règles un peu plus complexe et hiérarchisé faisant par exemple intervenir des niveaux de décision, des « ET » et des « OU », etc..., afin d'interpréter les résultats au sens de l'évaluation ou du diagnostic. Les descripteurs généraux de structure des communautés interviendraient plus probablement au titre d'indicateurs complémentaires **permettant de confirmer une altération dont l'origine a été bien caractérisée par ailleurs**. Ils pourraient ainsi aider à en confirmer l'effet perturbateur sur les communautés et à en préciser l'intensité.

V.4.3 Sélection des taxons indicateurs

V.4.3.1 Aspects méthodologiques spécifiques

L'utilisation de l'outil TITAN pour la sélection de taxons indicateurs d'un changement environnemental (dans notre cas, d'origine anthropique) présente son propre réseau de contraintes, qui va conditionner des aspects concernant la base de données biologiques à traiter d'une part, des aspects relatifs à certaines limites sur les résultats produits d'autre part.

Pour résumer le principe de fonctionnement de l'outil, décrit au Chapitre V.3, en appui à la réalisation spécifique de la présente étape du travail (**sélection de nos taxons indicateurs d'impact anthropique**), TITAN va scanner différents niveaux de coupe successifs au long du gradient environnemental qu'on souhaite tester (niveaux de changement-candidats). A chacun de ces niveaux de coupe-candidat il calcule les valeurs d'IndVal d'un taxon donné pour les 2 groupes ainsi définis (le groupe de relevés en-dessous du seuil-candidat, le groupe de relevés au-dessus du seuil-candidat). Le niveau de partition provoquant le changement le plus net d'appartenance du taxon donné à un des 2 groupes tout au long de ce balayage de gradient sera celui où le taxon obtiendra la valeur d'IndVal la plus élevée.

Pour pouvoir procéder à des synthèses inter-taxons re-normées, s'affranchissant en partie des différences de niveau d'occurrence et d'abondance relative rencontrés entre taxons (certains très largement distribués et abondants, d'autres présents sur un petit nombre de sites et éventuellement à plus faibles abondances, mais portant une information tout aussi structurante), il est fait recours aux z scores (reformulation des scores IndVal obtenus sous une forme centrée-réduite), permettant de garantir une meilleure inter-comparabilité entre taxons.

Selon le sens de la réaction du taxon à l'endroit du changement le plus important de sa distribution, le z score est affecté d'un signe négatif (groupe des taxons qui diminuent au long du gradient) ou d'un signe positif (groupe des taxons qui augmentent au long du gradient).

Comme indiqué précédemment, pour créer cette V1 de l'IDNC, il a été décidé de n'utiliser que l'information d'alerte apportée par les taxons qui augmentent au long du gradient (**taxons z+**) et qui, de plus, ont été sélectionnés par TITAN comme suffisamment fiables (« *reliable* », selon les auteurs) dans leur appartenance à un des 2 groupes, au niveau le plus net de basculement repéré pour ce taxon (plus forte valeur d'IndVal).

La comparaison de 2 groupes selon les valeurs d'IndVal ne commence à revêtir un sens que lorsque un groupe n'est pas trop radicalement différent en effectif de relevés par rapport à l'autre groupe (ce cas se posant si l'on scanne jusqu'aux extrémités ultimes du gradient). L'outil, qui prévoit une intervention de l'utilisateur pour définir l'effectif minimum assigné à un groupe, a ici été programmé sur un effectif minimum de 5 relevés dans le plus petit groupe.

La base de données des relevés biologiques a subi des interventions préalables à son traitement par TITAN :

- Retrait d'une liste de 10 codes-taxons typiquement halins. Il a été décidé d'enlever ces taxons de l'assise indicielle de l'IDNC et de la matrice pour passage dans TITAN, afin d'éviter toute interférence sur les déterminations de seuils de changement de communautés. Les 10 codes-taxons en cause sont les suivants : ABRE, AMAV, ANSU, APOT, ATCS, ATPI, CCRU, CEGR, CNTH, THAL.
- Suppression des taxons trop peu occurrents ou abondants, qui n'atteignaient pas les seuils de sélection retenus pour les analyses de la matrice taxonomique (voir commentaires de la Figure 27). Cette sélection déjà appliquée pour les analyses biotypologiques a aussi été faite préalablement à la mise en œuvre de TITAN, soit [nombre total d'occurrences du taxon ≥ 4] ou [abondance relative moyenne sur les relevés ou l'espèce est présente $> 5\%$]. Cette règle de rattrapage a permis de rattraper 5 taxons "urbains" pouvant marquer les assemblages de certaines stations et compléter la liste de taxons contributifs à l'IDNC (BVIT présent 3 fois, AUGA, NLBT, DSTT et BPAL présents 2 fois ; ATPI, présent une seule fois mais remplissant le 2^{ème} critère, a été éliminé au titre de taxon halin : cf. liste ci-dessus). Du fait de l'utilisation de l'IndVal et du critère de nombre minimum de relevés pour la taille minimum d'intercomparaison des groupes de TITAN, ces 5 taxons rattrapés n'ont pratiquement aucune chance de rentrer d'emblée dans la liste des taxons z+ sélectionnés par TITAN (leur spécificité peut être bonne, mais leur fidélité aura du mal à l'être vu leur niveau d'occurrence déjà inférieur au nombre minimum de site par groupe). Cependant, ils restent ainsi dans la liste de taxons indiciaires de l'IDNC, qui comprend ainsi **218 taxons (dont code regroupé DEFO)**, et cela laisse une possibilité, qui a d'ailleurs été mobilisée pour une métrique toxique, de compléter la liste des taxons z+ par expertise en cas de très bonne spécificité du taxon au groupe des sites les plus altérés.

Nota : Pour les taxons éliminés du fait de leur trop faible occurrence et du fait d'une abondance relative moyenne trop faible, les laisser dans la matrice biologique n'aurait fait qu'alourdir le temps de calcul sous TITAN, qui était déjà très conséquent. Aucun de ces taxons n'aurait pu atteindre un score IndVal relativement proche du seuil de sélection, même après intervention de l'opération de centrage-réduction via les z scores. Et garder ces taxons rencontrés moins de 4 fois dans toute notre étude aurait alourdi considérablement la mise en œuvre opérationnelle de l'IDNC, pour une plus-value d'information complètement négligeable sur le plan du calcul d'état écologique.

Malgré tout, ces taxons pourront être identifiés par les opérateurs, et lorsque les référentiels locaux auront substantiellement augmenté suite à l'action régulière des réseaux de surveillance, il sera possible de réexaminer le statut de ces taxons à faible répartition initiale et de les inclure dans une future version de l'IDNC s'ils présentent un intérêt pour la bioindication.

V.4.3.2 Mise en œuvre et interprétation des sorties de TITAN

La démarche de balayage de tout le gradient du paramètre d'anthropisation considéré et des scores IndVal obtenus par tous les taxons indiciaires de l'IDNC (les **218 taxons** à chaque fois) a donc été déroulée successivement sur les 7 paramètres d'anthropisation retenus pour bâtir l'IDNC, à savoir les gradients de **DBO₅**, de **NH₄**, de **PO₄**, de **NO₃** pour ce qui concerne les **impacts d'enrichissement en nutriments**, et les gradients en **Cr dissous**, en **Ni dissous** et en **dépôts de fines latéritiques** pour les **altérations liées à l'activité minière**.

Ces balayages de gradient ont été réalisés une première fois avec les données réelles, afin d'examiner les IndVal réels obtenus pour chaque taxon dans toutes les paires de groupes obtenues à chaque seuil de changement-candidat, puis répétées 250 fois avec des permutations au hasard (procédure dite de « bootstraps ») afin d'établir une moyenne et un intervalle de confiance sur le seuil de changement terminé pour chaque taxon indicateur sur chaque paramètre d'anthropisation. La lourdeur de ces procédures de bootstraps, très consommatrices en temps-machine, a aussi pesé en faveur de la sélection préalable d'une liste réduite de taxons constitutifs de l'IDNC.

A la fin de la procédure, afin de consolider en multi-espèces indicatrices le seuil de changement des communautés retenu pour un paramètre donné, les z scores obtenus par chaque taxon z+ ont été comparés et là aussi, consolidés statistiquement par une procédure de bootstrap.

La Figure 34 en page suivante illustre la façon dont ont été exploitées les informations sur les taxons indicateurs identifiés directement par TITAN, sur l'exemple de 2 taxons jugés bons indicateurs de l'altération causée par la DBO₅. Cette figuration est un peu différente de celle initialement illustrée dans l'article publié par les auteurs de la méthode (voir Figure 33, qui met en relation le gradient environnemental sur l'axe x, l'abondance et/ou le z score du taxon sur l'axe des y et la valeur d'IndVal sur l'axe y' à droite).

Pour rappel, les taxons z+, que nous considérons comme bons indicateurs d'alerte pour l'élaboration de l'IDNC, ont une distribution de type « Taxon D » de la Figure 33, à savoir que leur distribution augmente avec l'augmentation des valeurs du gradient environnemental et que, à la plus forte valeur d'IndVal trouvée pour l'appartenance à un groupe suite au scannage du gradient, le taxon est en cours d'accroissement de sa distribution (taxon qualifié de z+).

La principale différence par rapport à la figuration précitée est que, sur la Figure 34, c'est la distribution de l'effectif du taxon qui est tracée, avec son intervalle de confiance par rapport à l'endroit du gradient où se trouvent les relevés qui le contiennent. Les valeurs distribuées d'IndVal et de z scores ne sont pas figurées en fonction du scannage de gradient, mais on retient seulement comme point caractéristique du gradient l'endroit où l'on trouve la **plus forte valeur d'IndVal ou de z score** propre à la **distribution en propre de ce taxon** (flèche pointillée bleue), et la valeur de **basculement consolidé de la communauté diatomique** au long de ce gradient (trait rouge vertical).

Attention : dans les figures suivantes, les données de gradient d'altération anthropique portées sur l'axe des x (ici, exemple de la DBO₅) ne sont pas les valeurs originelles, mais après transformation de Yeo-Johnson).

On peut observer sur la Figure 34 que les valeurs consolidées au niveau de la communauté, plus assises que celle d'un taxon avec ses aléas d'occurrence et d'abondance sur un site à la date de prélèvement, sont dans ces 2 cas très proches et modérément plus basses (mais aussi plus protectrices) que la valeur de basculement spécifique de ce taxon. En pratique, pour la sélection des taxons d'alerte opérée par TITAN pour chacun des 7 paramètres d'altération anthropique, c'est le **seuil de basculement de la communauté (en rouge)** qui a été utilisé.

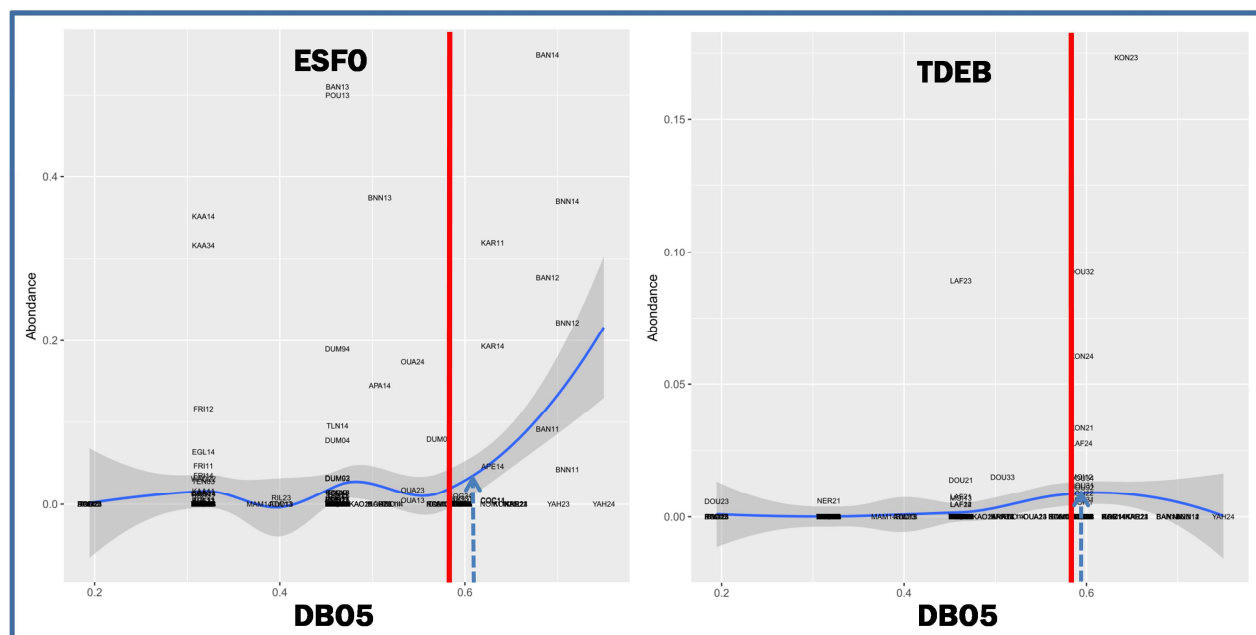


Figure 34 : Exemples de représentation graphique de 2 taxons indicateurs de DBO5 sélectionnés par TITAN.

En partie gauche de la figure, le taxon ESFO est présent sur un grand nombre de sites concernés par le paramètre d'altération DBO₅, répartis tout au long du gradient rencontré dans notre jeu de données. Sur la partie droite de la figure, TDEB est un taxon nettement moins fréquent et abondant (voir l'échelle de l'axe des y), mais dont l'augmentation est cependant nettement associée à l'augmentation du gradient de DBO₅. Titan a donc également sélectionné d'emblée cette espèce comme saprobe (affinité avec la matière organique et la demande en O₂).

Concernant la répartition du taxon dans les relevés du jeu de données d'étude, l'utilisation de l'outil TITAN permet donc de formaliser :

- l'information relative à l'aspect structurant ou non du paramètre sur la distribution du taxon,
- le fait que la distribution de ce taxon s'accroît (taxon tolérant) ou diminue (taxon sensible) au long de ce gradient,
- les courbes-enveloppes présentant l'intervalle de confiance sur la distribution spécifique du taxon (moins bon aux extrémités du gradient et dans certaines zones du gradient où le taxon était moins représenté que sa distribution théorique modélisée en fonction des données),

- le seuil de basculement spécifique à ce taxon (flèche bleue), dont la détermination comporte une part d'aléa plus importante si le taxon est faiblement distribué,
- le seuil de basculement depuis une communauté naturelle jusqu'à une communauté impactée par ce paramètre (trait rouge figurant le seuil ou se produit un shift dans la structure de la communauté).

V.4.3.3 Exemples de taxons d'alerte TITAN sur nutriments

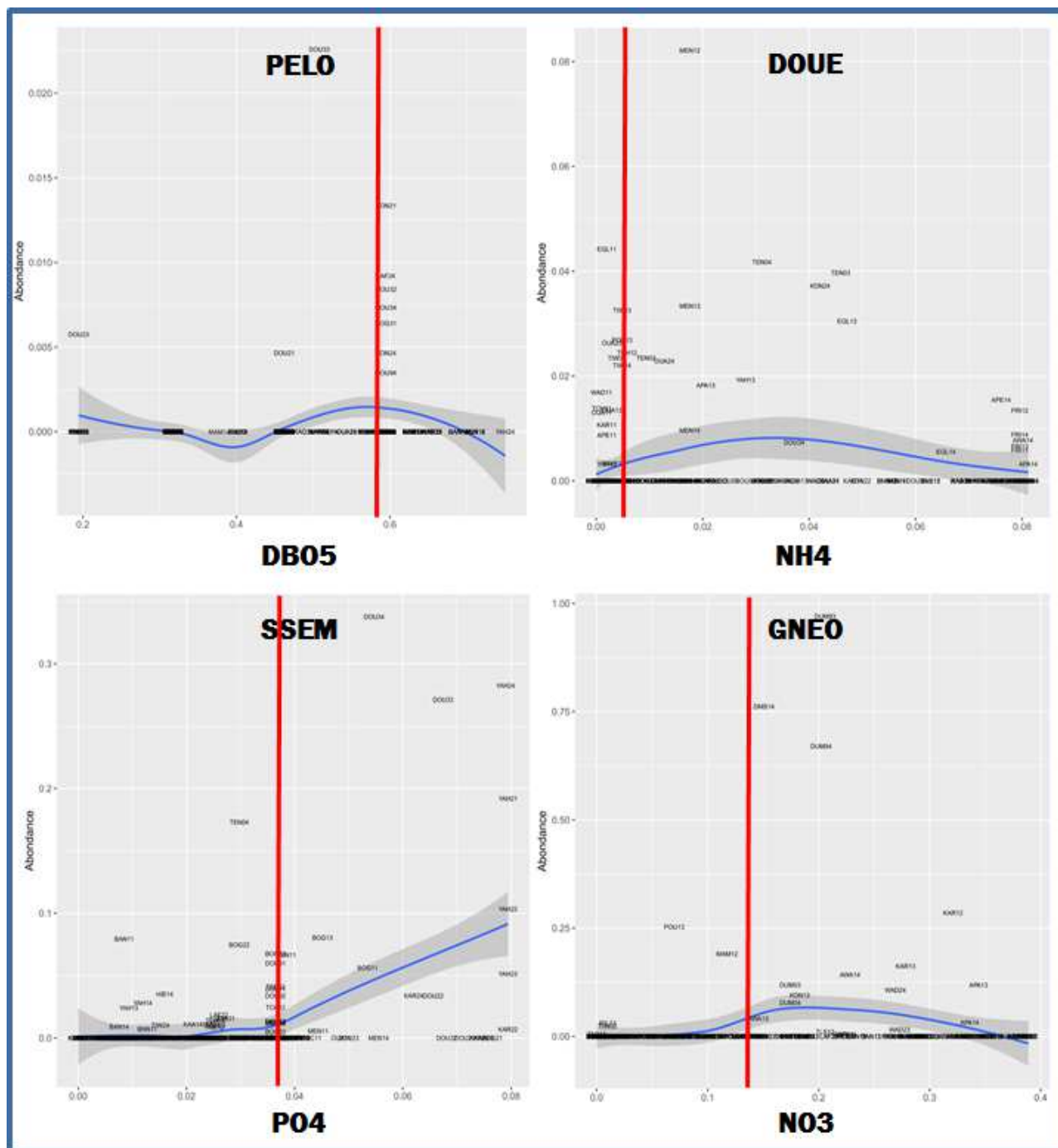


Figure 35 : Exemples de la représentation graphique de taxons indicateurs d'enrichissement anthropique par des nutriments (DBO_5 , NH_4 , PO_4 , NO_3) sélectionnés d'emblée par TITAN pour la conception de l'IDNC.

La Figure 35 qui précède présente un exemple de taxons indicateurs retenus d'emblée par TITAN pour chacun des 4 paramètres d'enrichissement anthropique en nutriments (DBO₅, NH₄, PO₄, NO₃) utilisés pour la conception de l'IDNC. Le tracé du modèle de répartition du taxon en fonction du gradient environnemental est soumis à quelques aléas procurant des profils parfois un peu sinueux (voir en haut à gauche l'exemple du profil de PELO vis-à-vis du gradient de DBO₅).

3 types de facteurs peuvent contribuer à ces imprécisions :

- L'aléa de représentativité d'un seul échantillon instantané d'eau pour rendre compte des conditions intégrées de qualité d'eau ayant conditionné la mise en place du biofilm diatomique échantillonné.
- L'absence de représentation de l'espèce tout au long du gradient (qui se traduit par un aléa de tracé et par un élargissement localisé de l'intervalle de confiance, comme on peut en voir un sur le profil DBO₅ de PELO).

Malgré ces quelques avatars localisés de distribution de taxons et de tracé des modèles de distribution correspondants, TITAN ne sélectionne que des taxons dont la distribution bascule de façon nette et représentative au long du gradient environnemental étudié.

Ainsi, pour les 4 taxons illustrés dans la Figure 35, chacun ayant été choisi parmi les taxons indicateurs d'un des 4 gradients d'enrichissement anthropique mobilisés pour la conception de l'IDNC, il a été observé un basculement net de la distribution du taxon, qui intervient aussi le plus souvent en bon accord avec le seuil de basculement de la communauté diatomique multispécifique au long du même gradient (figurés par les traits verticaux rouges).

La liste des taxons indicateurs sélectionnés d'emblée par TITAN vis-à-vis des pollutions par les nutriments est donnée dans le Tableau 9 (colonne du milieu), au chapitre V.4.3.5. De même, les profils TITAN des taxons sélectionnés, regroupés par paramètre d'anthropisation, figurent de façon exhaustive à l'Annexe 7-2, Tome 2.

V.4.3.4 Exemples de taxons d'alerte d'altération minière sélectionnés par TITAN

La Figure 36 page suivante présente 4 exemples de taxons d'alerte sélectionnés d'emblée par TITAN pour leur réponse à des perturbations provoquées ou amplifiées par des activités minières.

EIGU est un exemple de taxon ayant été sélectionné comme un bon indicateur du niveau de pollution par le chrome dissous et par le nickel dissous. Il répond donc par une hausse sensible de ses peuplements dans les situations exposées à l'un ou l'autre de ces métaux dissous, ce qui témoigne de sa tolérance à ces 2 métaux.

Dans le contexte local, même si la contrainte environnementale liée au contexte ultramafique a sélectionné tout un cortège de taxons d'emblée tolérants à ces métaux lourds, assez fortement présents dans le contexte géologique naturel des massifs à péridotites (d'où un fonds géochimique naturel sensiblement plus élevé en Nouvelle-Calédonie que les valeurs de bruit de fond considérées dans le SEQ Eau métropolitain, (Oudin et Maupas 2003)), l'activité minière doit amplifier fortement les niveaux de concentration de métaux dissous dans l'eau, au moins par moments, et contribue à sélectionner des taxons encore plus fortement tolérants à ce type d'altération qui, à certains moments, peut provoquer des pics de toxicité aigüe chez d'autres espèces.

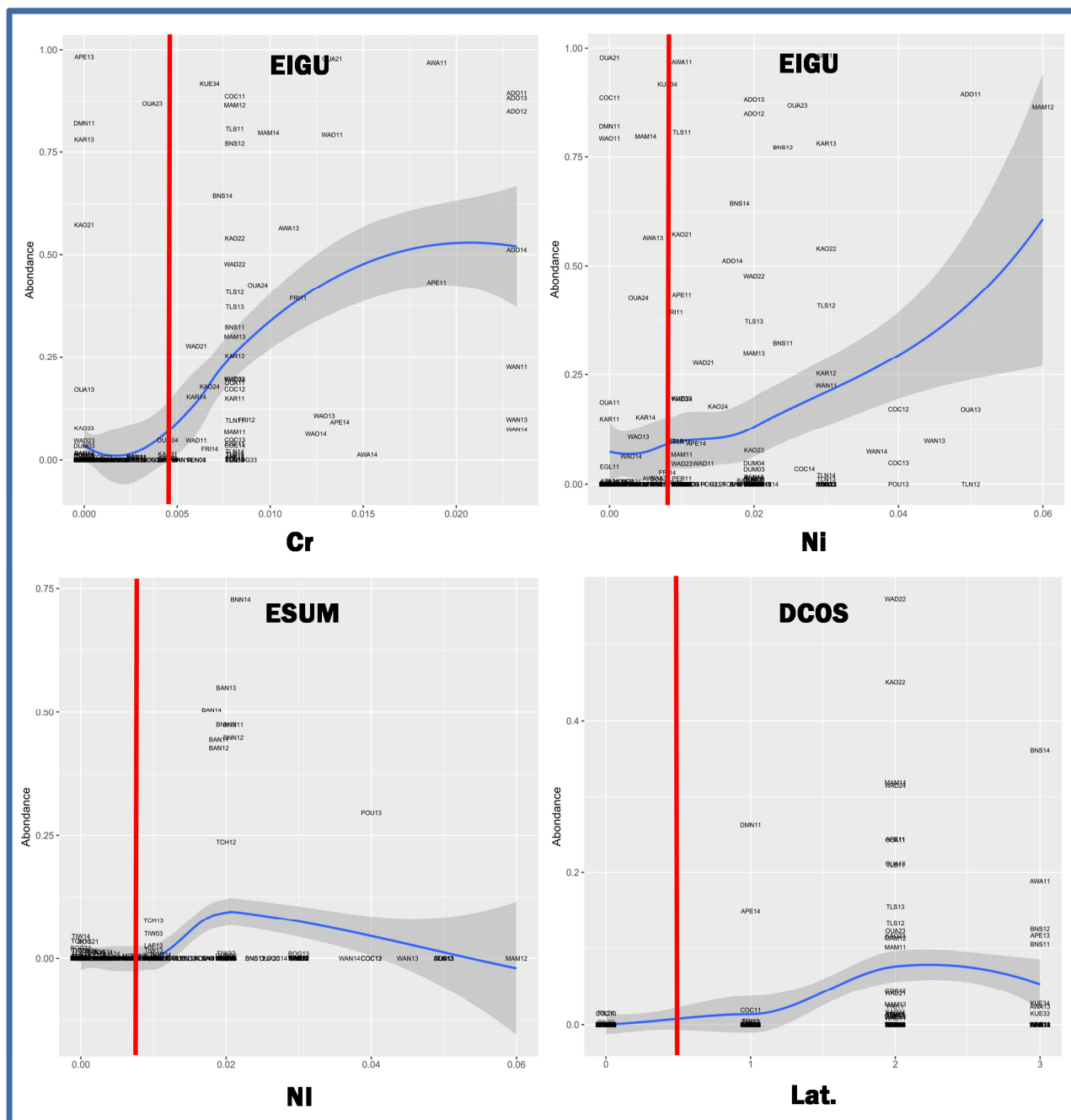


Figure 36 : Exemples de taxons indicateurs d'altérations liées à l'activité minière (Cr, Ni, colmatage latéritique) sélectionnés d'emblée par TITAN pour la conception de l'IDNC.

A noter qu'une sélection de la même espèce comme taxon d'alerte vis-à-vis de ces 2 métaux lourds, comme on vient de le voir avec EIGU, n'est pas systématique, d'autres taxons ayant manifesté des réactions plus spécifiques vis-à-vis de l'un ou de l'autre de ces métaux.

Concernant les profils de distribution d'EIGU vis-à-vis du gradient de chrome et du gradient de nickel (voir Figure 36 en partie haute), on peut remarquer (dans le domaine des profils situé à gauche du seuil de basculement matérialisé par le trait rouge vertical) qu'il arrive que cette espèce typique des milieux ultramafiques soit en effectif important sur des sites où la concentration instantanée de métal dissous est plus faible que le seuil fixé, voire de très basse à nulle au moment du prélèvement pour analyse.

Ce qui est probablement en jeu ici peut être mis en relation avec un fait relativement établi à savoir que, pour les pollutions à métaux lourds, il se pose un problème spécifique, encore beaucoup plus marqué que pour les nutriments, de manque de représentativité temporelle des échantillonnages pour analyse de métaux dissous, qui peuvent être à la fois très fugaces et très variables au cours du temps et selon les conditions hydro-climatiques. Or le positionnement d'un relevé diatomique au long du gradient de pollution métallique tel que restitué par un seul résultat d'analyse ponctuelle est entaché d'une part importante d'aléa, puisque la teneur en métaux dissous reportée ici sur l'axe des x est liée à ce seul échantillonnage instantané, dont la représentativité vis-à-vis de ce type de pollution est très discutable et perfectible.

Quand l'analyse instantanée a révélé des teneurs en métaux dissous, les flores ont au moins été exposées momentanément aux niveaux de métaux tels qu'analysés. Par contre, le fait que l'analyse instantanée n'ait pas révélé de métaux ne garantit en rien que le site n'est pas exposé au moins périodiquement, en liaison avec des processus liés à l'activité minière ou sur les épisodes de pluies provoquant ruissellement et lixiviation, à des bouffées toxiques de métaux dissous.

De ce fait, un gain de représentativité serait envisageable par une multiplication des échantillonnages sur un épisode temporel que l'on veut suivre plus spécifiquement (ici, de l'ordre de 2 mois pour bien correspondre à l'épisode temporel de sélection des biofilms diatomiques multispécifiques), ce qui aurait l'inconvénient de renchérir considérablement le coût du suivi et n'était pas envisageable de toute façon dans le cadre du bouclage financier de ce programme. Par contre, l'enjeu de mise au point d'une nouvelle méthode biologique de surveillance aurait pu justifier un tel effort momentané, afin de définir l'autoécologie des taxons sur des données abiotiques mieux assises.

Dans de tels contextes exposés à des pollutions toxiques, afin de résoudre ce défaut bien réel de représentativité temporelle de l'échantillonnage et de mieux cerner l'exposition intégrée *in situ*, en particulier dans le cadre d'études écotoxicologiques, il est de plus en plus souvent mis en œuvre de nouvelles stratégies de surveillance plus intégratrices de la dimension temporelle (utilisation de capteurs passifs de type DGT - Diffusive Gradient Thinfilm -, qui captent et intègrent les fractions de métaux labiles, à la fois les plus biodisponibles et les plus toxiques).

Dans ces quelques cas spéciaux où une espèce sélectionnée comme taxon d'alerte est fortement représentée, pour quelques relevés, dans une zone du gradient inhabituelle pour elle, il est aussi possible que le site soit exposé à de **faibles teneurs chroniques en métaux dissous** qui vont provoquer un effet très limité sur des flores adaptées à ce type de contexte. Par contre, ces sites peuvent être exposés sur certains épisodes, en liaison avec des événements pluviométriques, hydrologiques, ou d'exploitation minière, à des **bouffées momentanées de métaux lourds dissous à hautes concentrations**, qui peuvent alors exercer un effet de **toxicité aigüe** sur des épisodes toxiques d'assez courte durée et ainsi, sélectionner des espèces fortement tolérantes du type EIGU. Dans de tels cas, il est possible et même probable que l'analyse d'eau sur un échantillon instantané prélevé en même temps que l'échantillonnage diatomique, réalisé en situation de débit si possible stable et en évitant soigneusement les ondes de crue (en conformité avec les recommandations normatives...), ne rende pas correctement compte de phénomènes de toxicité pouvant intervenir suite à des pluies, à des pratiques minières ou à des incidents instantanés d'exploitation minière (débordements de lagunes, rejets accidentels ou ponctuels arrivant jusqu'au cours d'eau).

C'est toute la difficulté, bien connue des écotoxicologues, associée à la bonne caractérisation des pollutions toxiques pouvant faire intervenir **à la fois** ou **séparément** des phénomènes de **toxicité chronique** ou des pics plutôt courts de **toxicité aigüe**, fugaces mais tout-à-fait suffisants pour faire disparaître des espèces sensibles.

Toutefois, au-delà de ces quelques valeurs élevées du taxon dans des situations qui posent question par rapport aux faibles teneurs de métaux analysées et renvoient aux hypothèses explicatives qui précèdent, il y a de nombreux sites et relevés, confondus dans la ligne de base, où on ne trouve pas du tout ce taxon dans ces zones de faibles teneurs, la répartition moyenne du taxon s'établissant de façon intégrée au niveau de la courbe bleue.

Cela montre bien que ces quelques relevés atypiques, bien que très apparents sur les graphiques, correspondent à des situations particulières, certainement décrites de façon défectueuse au niveau de la stratégie d'échantillonnage chimique, mais qui marquent très peu la distribution moyenne du taxon au final. TITAN établit son choix de taxons indicateurs sur toute la statistique de répartition du taxon et sur la pureté d'affectation du taxon à un groupe à la plus forte valeur d'indVal rencontrée.

Toujours dans le cadre des taxons d'alerte sur le nickel dissous, un autre exemple présenté correspond au taxon ESUM.

Ce taxon est beaucoup moins fréquent dans le jeu de données qu'EIGU. Il a une distribution apparemment plus pure (il intervient peut-être une part de hasard dans ce fait, vu que le taxon est présent dans moins de relevés, la probabilité d'apparition d' «outlier» étant donc plus réduite), qui augmente nettement dans le secteur de la zone de basculement déterminé pour la communauté. Il y a donc un effet de seuil net à partir duquel ce taxon augmente son occurrence et ses effectifs. Par contre, il y a aussi une limite haute à sa tolérance puisque, contrairement à EIGU, la distribution de ce taxon régresse sur les situations où l'on rencontre les plus hauts niveaux de concentration en Ni. Son niveau de tolérance au nickel en exposition chronique est évident (d'où son intérêt en taxon indicateur), mais il est probablement moins résistant aux épisodes de toxicité aigüe qu'EIGU.

Le dernier exemple présenté en Figure 36 est celui d'un taxon d'alerte intéressant pour rendre compte de l'exposition à des fines latéritiques (taxon DCOS), altération souvent générée au niveau des sites d'exploitation minière en contexte ultramafique, mais qui se propage vers l'aval, parfois jusque dans l'HER B « Plaines de l'Ouest », et continue de provoquer des symptômes visibles sur les cours d'eau, du type crues à forte charge en fines latéritiques qui colmatent régulièrement les substrats des cours d'eau concernés.

Ce type d'altération est susceptible de provoquer des effets composites pouvant associer des effets physiques d'abrasion et de colmatage, une gêne à la photosynthèse de certaines formes de vie (en particulier les formes fixées plus sujettes au recouvrement), et peut-être aussi un effet de pollution métallique accrue au niveau des eaux interstitielles intra-sédimentaires, en fonction de la composition chimique et du colmatage provoqué par ces dépôts de particules fines.

Comme déjà indiqué, on peut retrouver la liste complète des taxons indicateurs d'altérations minières (Cr, Ni, Lat.) sélectionnés d'emblée par TITAN dans le Tableau 9, et leurs profils de répartition sont présentés de façon exhaustive en Annexe 7-2, Tome 2.

V.4.3.5 Sélection des listes par paramètre d'altération sous TITAN

Une fois que les profils de répartition des espèces sur le gradient représenté par chaque paramètre d'altération ont été modélisés en fonction de leur répartition dans les relevés réels, ainsi que l'intervalle de confiance de leur distribution, TITAN offre un éventail de choix-utilisateur pour retenir les taxons indicateurs de tel ou tel changement environnemental. Il est ainsi possible de se baser sur les taxons qui décroissent avec le gradient environnemental (taxons z-), sur les taxons qui croissent avec le gradient environnemental (taxons z+), ou sur une combinaison des 2 types de taxons décidée par l'utilisateur.

Nous avons déjà évoqué que, pour la détection fiable d'altérations anthropiques dans un contexte ilien marqué par des cours d'eau plutôt pentus et à linéaires relativement courts, subissant en permanence une dérive de taxons de qualité provenant de l'amont et, au moins par moments, un fort effet dilutif des altérations par des débits soutenus, les «taxons z-», dont beaucoup sont ramenés en permanence à l'aval du lieu d'altération par le drift, ne vont pas être les plus intéressants pour détecter de façon précoce et sensible les effets des pollutions sur les communautés. L'examen de la biotypologie des flores de Nouvelle-Calédonie, très marquée par la forte inertie des flores sélectionnées sous l'influence des environnements naturels, montre que cette dérive permanente contribue probablement à la résilience des communautés naturelles et retarde assez fortement l'identification de communautés diatomiques principalement structurées par des altérations anthropiques.

Selon un principe général déjà adopté pour l'élaboration d'indices DOM précédents (IDR, IDA) qui, en fonction du même type de constat biotypologique, ont été élaborés sur la base de l'apparition de taxons d'alerte, nous avons axé la **sélection des taxons d'alerte de l'IDNC** en nous appuyant strictement sur des « **taxons z+** » sélectionnés grâce à l'utilisation de l'outil TITAN, qui apparaissent ou augmentent très sensiblement leur distribution avec l'augmentation du gradient de pollution sur le paramètre considéré.

Pour arrêter cette sélection, nous avons utilisé un faisceau de règles de seuillage programmées dans TITAN, certaines étant fixées par intervention préalable de l'utilisateur comme suit : **1)** z-score retenu pour le test de signification : celui correspondant au point médian du peuplement du taxon (50% d'effectif au-dessus et 50% d'effectif en-dessous). **2)** valeur-seuil de z-score pour la sélection de taxons : $\geq 0,035$; **3)** score IndVal obtenu pour ce taxon > 20 (choix préalable de l'utilisateur) ; **4)** seuil quantitatif de changement sur le paramètre : seuil défini par TITAN pour ce paramètre suite au calcul, conforté au niveau des communautés multispécifiques.

Un support illustratif du résultat de cette sélection vis-à-vis de 2 paramètres trophiques choisis en exemple (PO_4 , NO_3) est présenté Figure 37 en page suivante.

Pour un paramètre environnemental donné, les taxons z- (à gauche, en noir), qui régressent et disparaissent avec l'augmentation du gradient, et les taxons z+ (à droite, en rouge), qui apparaissent avec cette augmentation du gradient anthropique, sont positionnés en fonction de la répartition de leur population au long du gradient (valeurs du gradient portées sur l'axe x, après transformation de Yeo-Johnson). Le z score dont il est tenu compte pour le test de seuillage indiqué en page précédente (valeur $\geq 0,035$) est celui obtenu par le taxon à l'endroit du cercle porté sur la figure, qui correspond à l'endroit de la distribution statistique du taxon choisi par l'utilisateur de TITAN.

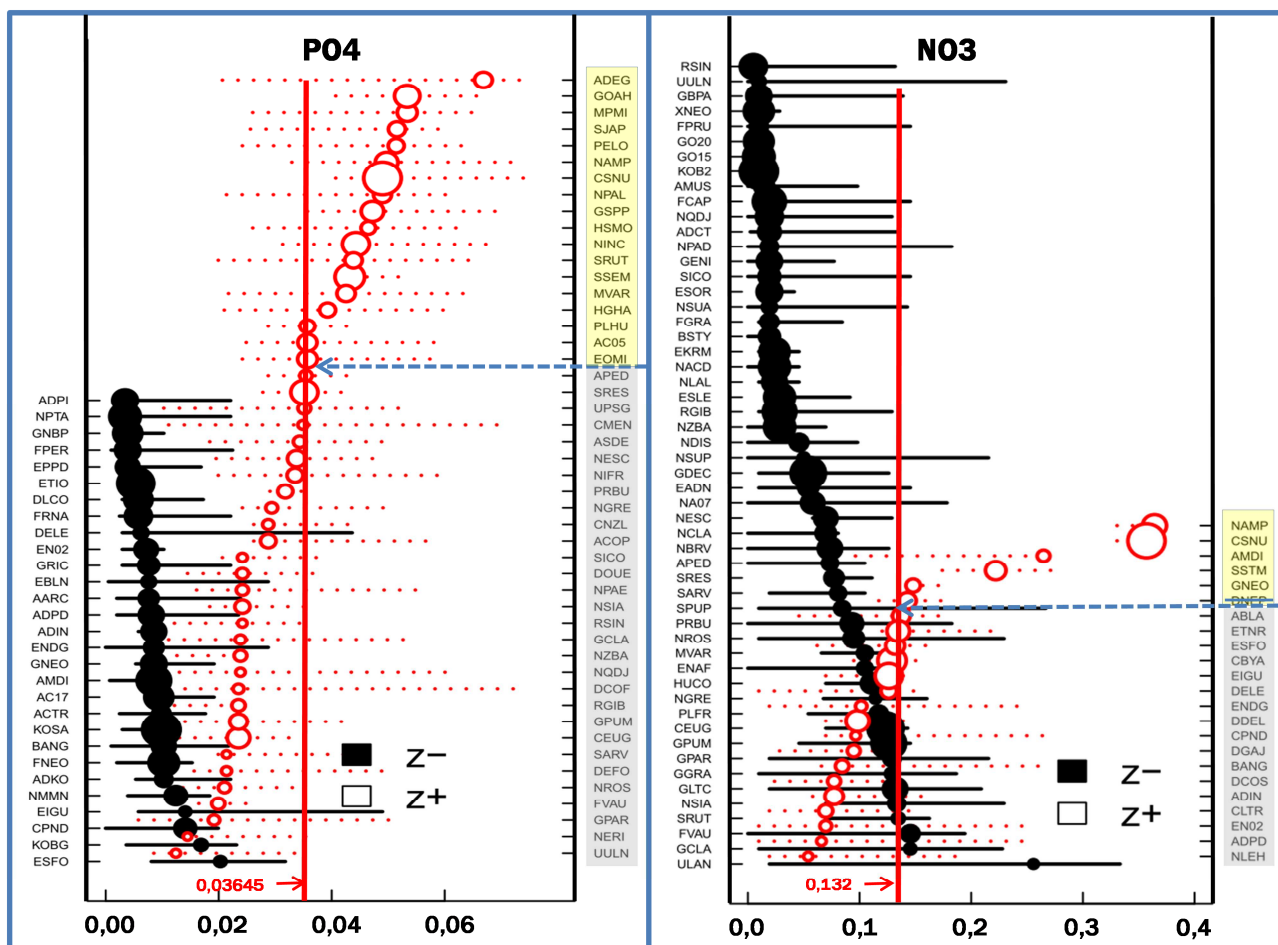


Figure 37 : Seuillage des taxons d'alerte sous TITAN : exemples des gradients de PO4 et de NO3.

Pour tous les descripteurs trophiques (dont les 2 présentés en exemple), après plusieurs essais méthodologiques, nous avons choisi de nous appuyer sur le calcul du z-score obtenu en **position médiane du peuplement** (50 % d'effectifs cumulés en-dessous et 50% au-dessus du cercle médian). Le signe affecté au taxon (représentation différenciée des taxons z- et z+ sur la figure) et la grandeur de ce z score utilisée en référence pour le test de signification (non représentés dans cette figuration), sont des informations conservées dans des tableaux de TITAN. Le diamètre du cercle est représentatif de l'effectif cumulé du taxon dans tout le jeu de données. En complément, afin de ne garder que des taxons dont l'appartenance à un groupe de partition est suffisamment fiable, le test complémentaire (valeur IndVal du taxon ≥ 20) est appliqué.

En fin de procédure, TITAN a défini le seuil de changement du paramètre qui provoque un changement intégré de communauté (traits verticaux rouges, valeur transformée de 0,003645 pour PO₄, de 0,132 pour NO₃), qui contribue aussi à définir le domaine d'acceptabilité des taxons d'alerte.

Dans notre cas, les taxons d'alerte sont des taxons z+ (en rouge, partie droite des sous-figures) qui dépassent le faisceau de seuils ainsi définis (liste au-dessus de la flèche bleue) ; l'un d'entre eux (GNEP) ayant été rayé de la sélection des taxons d'alerte NO₃ du fait qu'il n'atteignait pas un niveau indicateur suffisant, c'est-à-dire, le seuil z et/ou le seuil IndVal prédéfini par l'utilisateur.

En-dessous de la flèche, les taxons listés sur fond gris, bien que catalogués comme z+ par TITAN (augmentation avec le gradient d'anthropisation considéré), sont tous en défaut par rapport à au moins un des seuils de sélection.

Ces 2 exemples de descripteurs chimiques d'anthropisation ont des caractéristiques bien différentes. En effet, malgré ce cumul de règles qui met en place un filtre de sélection assez sévère, TITAN sélectionne d'emblée 18 taxons qui sont considérés comme de bons indicateurs de la pollution par les orthophosphates. On peut aussi noter la décroissance régulière du positionnement des taxons z+ au long du gradient. Ce nombre assez élevé de taxons sélectionnés est lié à la fois à l'importance du gradient environnemental présent en Nouvelle-Calédonie vis-à-vis de ce paramètre (zones oligotrophes *versus* zone de rejets de STEP), et à la forte influence biologique de ce paramètre sur le compartiment diatomique.

A l'instar du PO₄, les paramètres DBO₅ et NH₄ ont répondu de façon assez satisfaisante à la sélection d'emblée de taxons indicateurs par TITAN (voir les figures de classification et de listage des taxons z- et z+ présentées en Annexes 7-1 et 7-2, Tome 2).

Par contre, pour les nitrates, la situation est différente et la liste de sélection d'emblée des taxons d'alerte par TITAN est beaucoup plus courte (5 taxons seulement), du fait de 3 écueils qui interviennent en cumul, à savoir : **1)** un gradient environnemental très discontinu (on passe presque directement de basses valeurs d'environnements naturels à pseudo-naturels à un tout petit nombre de valeurs assez fortes à l'aval de STEP ; **2)** NO₃ est réputé moins biologiquement actif et moins sélectif que les autres formes de nutriments, provoquant donc des réponses moins nettes des communautés diatomiques (d'autres communautés comme les macroinvertébrés et les macrophytes aquatiques présentent aussi des réponses de ce type en métropole et dans les DOM) ; **3)** difficulté encore augmentée ici du fait que les sites aux valeurs les plus fortes en nitrates restent encore dans des teneurs assez modérées (max : 18 mg/l) et correspondent à l'aval immédiat de rejets de STEP qui amènent au même endroit et en même temps au cours d'eau tout l'assortiment de nutriments carbonés, phosphatés et azotés aux plus fortes teneurs de tout le jeu de données. La forte autocorrélation de ces descripteurs dans notre jeu de données d'étude floute fortement les réponses biologiques et rend plus difficile, dans ce contexte, l'identification de la part d'influence en propre des nitrates sur les changements de flore observés à l'aval des STEP (problème de pureté d'affectation de certains taxons au groupe révélateur du changement au long du gradient de nitrates).

Du fait de ce problème lié à la fois à la structure spécifique du jeu de données d'étude et à la coïncidence d'apparition de fortes valeurs de plusieurs paramètres d'enrichissement trophique aux mêmes lieux, une phase d'expertise complémentaire de taxons non-sélectionnés, car modérément en dehors des seuils de sélection, a été jugée nécessaire.

Examinons désormais, dans la Figure 38, la sélection d'emblée par TITAN des taxons d'alerte relatifs à 2 descripteurs d'**altération minière** choisis en exemples : le **nickel dissous**, (le chrome, métal souvent associé au nickel dans les bassins versants sous influence ultramafique, bien que sélectionnant une liste de taxons un peu différente, présente des caractéristiques proches de distribution générale des taxons), et la pression de **particules fines latéritiques**.

Pour le nickel dissous (comme pour le chrome dissous), les 3 seuillages prédéfinis par l'utilisateur ont été exactement les mêmes que ceux utilisés pour les nutriments.

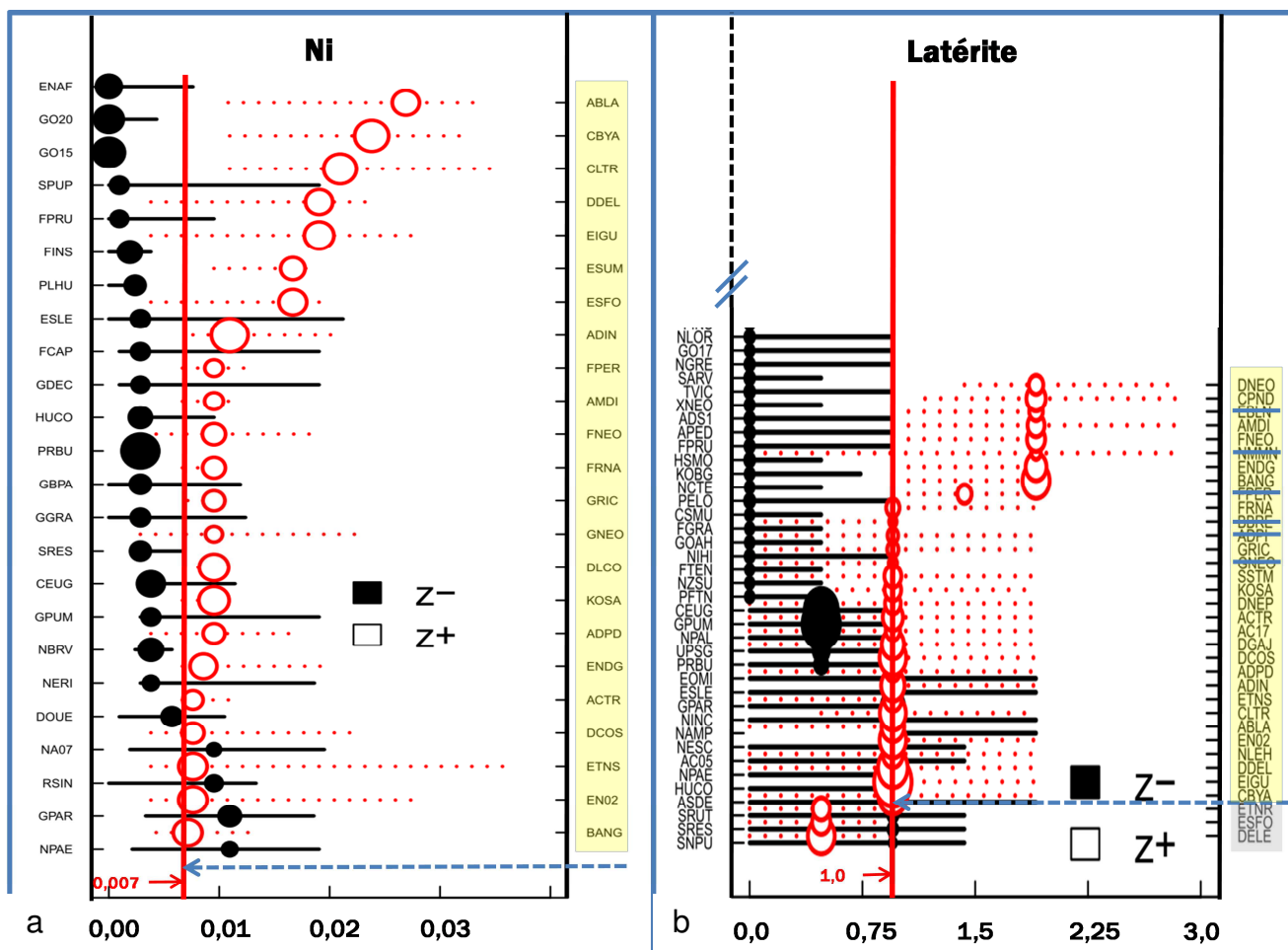


Figure 38 : Seuillage des taxons d'alerte sous TITAN, exemples de 2 gradients liés aux activités minières, a) teneurs en nickel dissous, b) colmatage latéritique.

On peut observer sur la gauche de la Figure 38-a, la liste des taxons z- (en noir) qui régressent puis disparaissent de façon significative des assemblages diatomiques avec l'augmentation du gradient de nickel (les taxons le plus en haut de la figure disparaissant en premier).

Même s'il s'agit ici d'évaluer des pollutions plutôt toxiques, le principe de ne pas s'appuyer sur eux pour l'évaluation globale d'état écologique (ici, diatomique) de ces cours d'eau trouve encore plus de justification que pour la pression de nutriments. En effet, en Nouvelle-Calédonie, comme on l'a clairement vu sur la biotypologie, la première influence qui structure l'arbre de classification des communautés dès sa première division est l'opposition géochimique-hydrochimique qui peut exister entre les substrats ultramafiques d'une part, et différents substrats globalement qualifiés de volcano-sédimentaires d'autre part (Chap IV.3.3).

Les situations ultramafiques, même naturelles (voir l'ACP complète Chap IV.1.2), sont caractérisées par un fonds géochimique déjà fortement marqué par Mg, Ni, Cr, les 2 derniers étant des métaux lourds plutôt toxiques, alors que les substrats volcano-sédimentaires sont plutôt marqués par un fonds géochimique très différent dominé par Al, Fe, Ca.

Les flores naturelles de ces 2 ensembles, hors de tout contexte d'anthropisation, constituent donc 2 super-biotypes très différents qui se différencient dès la première dichotomie de communautés.

Donc, même si les taxons z- qui disparaissent en premier au long du gradient de Ni sont certainement sensibles à ce métal, ils sont certainement aussi tout aussi sensibles à d'autres changements hydrochimiques qui opposent ces flores des 2 grands ensembles, et il n'est même pas évident qu'on puisse les trouver dans un contexte ultramafique naturel sans aucune exploitation minière. Les plus sensibles de ces taxons z- correspondent donc aux taxons naturels qu'on va trouver couramment dans les flores typiques des contextes volcano-sédimentaires et qu'on n'aura presque aucune chance de trouver sur substrat ultramafique, le contexte hydrochimique global ne leur convenant tout simplement pas.

Ces taxons les plus sensibles au nickel vont donc probablement être plus révélateurs de leur bonne adaptation biologique au contexte volcano-sédimentaire (et d'une inadaptation générale au contexte ultramafique) que d'une disparition principale en raison de l'augmentation des teneurs en nickel pour des raisons anthropiques, ce qui est le résultat spécifiquement recherché dans cette sélection de taxons d'alerte vis-à-vis de l'altération nickel.

Déjà, la plupart d'entre eux ne sont pas présents dans les stations ultramafiques sans aucune influence d'activité minière. Ce sont donc de bons taxons pour aider à déterminer une biotypologie naturelle, mais ils ne seront d'aucune aide pour diagnostiquer l'augmentation de la pression anthropique minière en contexte ultramafique car la plupart d'entre eux ne fait déjà pas partie des flores ultramafiques naturelles.

Le raisonnement peut être conduit exactement à l'identique vis-à-vis de la sélection de taxons sur le gradient de chrome dissous.

L'effort de sélection de taxons utilisables pour la bio-indication des effets de pollutions métalliques a donc été porté sur des taxons z+, qui augmentent leur distribution (occurrence, abondance relative) avec l'augmentation des valeurs de nickel dissous (en rouge, Figure 38-a). Cette démarche de seuillage sous TITAN a conduit à la sélection d'emblée de 23 taxons d'alerte Ni, qui augmentent la répartition de leur distribution à plus de 50 % de leur population au-dessus du seuil de 0,007 mg/l de Ni dissous par litre d'eau (cette variable n'a pas été transformée Y-J).

En ce qui concerne l'évaluation de la pression de colmatage latéritique, les résultats de la sélection d'emblée de TITAN sont présentés en partie droite de la Figure 39. Les 25 taxons z+ sélectionnés d'emblée par TITAN sur la base de leur valeur seuillée d'IndVal (>20) calée sur la médiane de la répartition du taxon à la valeur-seuil de 1,0 unité de colmatage déterminée sur les communautés multispécifiques, sont matérialisés par un surlignage jaune dans la liste figurant à droite de la figure. Dans cette aire surlignée, bien que leur médiane se cale sur la classe de colmatage latéritique de 1, 6 taxons ont été refusés pour score d'IndVal < 20. Ces taxons (rayés en bleu foncé) ont donc été supprimés de la liste des taxons d'alerte Latérite.

En bilan de la présente étape de travail, les **taxons ayant été sélectionnés d'emblée par TITAN comme bons indicateurs d'alerte** vis-à-vis des 7 descripteurs d'anthropisation retenus sont récapitulés dans le Tableau 9 page suivante :

Tableau 9 : Taxons d'alerte par paramètre d'altération utilisés par l'IDNC (sélection directe par TITAN).

Type de menace	Paramètre d'altération	Taxons d'alerte TITAN	Nombre de taxons
<i>Enrichissement trophique</i>	DBO5	CMEN, CSNU, ESFO, NCRY, NDIS, NLOR, NPAL, PELO, TDEB	9
	NH4	BNEO, CSNU, DOUE, EN09, ESFO, GOAH, MPMI, NAMP, NINC, PLHU, SSEM	11
	PO4	AC05, ADEG, CSNU, EOMI, GOAH, GSPP, HGHA, HSMO, MPMI, MVAR, NAMP, NINC, NPAL, PELO, PLHU, SJAP, SRUT, SSEM	18
	NO3	AMDI, CSNU, GNEO, NAMP, SSTM	5
<i>Altération minière</i>	Cr	ADIN, BANG, CLTR, CPND, DCOS, DEL3, DGAJ, EIGU, EN02, ENDG, ETNS, FNEO, NLEH	13
	Ni	ABLA, ACTR, ADIN, ADPD, AMDI, BANG, CBYA, CLTR, DCOS, DDEL, DLCO, EIGU, EN02, ENDG, ESFO, ESUM, ETNS, FNEO, FPER, FRNA, GNEO, GRIC, KOSA	23
	Fines latéritiques	ABLA, AC17, ACTR, ADIN, ADPD, AMDI, BANG, CBYA, CLTR, CPND, DCOS, DDEL, DGAJ, DNEO, DNEP, EIGU, EN02, ENDG, ETNS, FNEO, FRNA, GRIC, KOSA, NLEH, SSTM	25

Le Tableau 10 en page suivante récapitule les valeurs de changement qui ont été déterminées par Titan au niveau consolidé des communautés multispécifiques pour chacun des 7 paramètres d'anthropisation étudiés.

La colonne du milieu indique la valeur du paramètre après transformation ou non de Yeo-Johnson, le but étant de se rapprocher d'une loi de distribution normale pour le paramètre.

La colonne de droite indique les valeurs-seuils TITAN reconverties en unité originelle de valeur du paramètre exprimée en mg/l, sauf classes d'altération latéritique).

Tableau 10 : Seuils de changement au niveau des communautés multisécifiques déterminés par TITAN pour les 7 paramètres d'anthropisation.

Descripteur d'anthropisation	Seuil Titan (transformation Yeo-Johnson)	Seuil en valeur réelle (mg/l)
PO₄	0,03645	0,05
NO₃	0,132	0,17496
NH₄	0,00484	0,005
DBO5	0,58331	1,86886
Ni	0,007	0,007
Cr	0,00449	0,005
Latérite	1 (*)	1 (*)

(*) La pression de fines latéritiques ayant été estimée visuellement sur site sur une échelle d'intensité de 0 à 3, la valeur-seuil de basculement des communautés déterminée par TITAN s'est établie, à titre indicatif, à 0,5 unité d'intensité de colmatage. Mais, cette valeur virtuelle calculée ne correspondait pas à une classe effectivement utilisée pour caractériser cette altération sur le terrain. Le seuil de sélection des taxons d'alerte finalement pris en considération s'est établi sur le niveau de colmatage minimum de 1 (indépendamment du respect des autres critères de seuillage, qui ont conduit à l'élimination supplémentaire de 6 taxons).

V.5 Construction des métriques individuelles d'altération

Durant ce programme, 74 sites différents ont été échantillonnés entre une seule fois et à l'idéal 4 fois au cours des 4 campagnes de terrain. Une information écologique vraiment très consistante n'a pu être acquise que sur un petit nombre de taxons plutôt courants et abondants (voir Figure 26 -a et -b), une proportion très modeste d'entre eux (moins de 30 taxons sur les 466 taxons vrais trouvés en Nouvelle-Calédonie, soit 6,4 % d'entre eux) ayant pu être comptés sur environ ¼ des relevés (site x date).

Il faut aussi garder en tête que les taxons les plus largement diffusés sur la Nouvelle-Calédonie, dans un contexte floristique plutôt tranché entre les substrats ultramafiques et différentes conditions volcano-sédimentaires typiques, sont plutôt représentatifs du contexte naturel ou pseudo-naturel, mais le plus souvent assez peu informatifs sur le degré d'altération du site.

En effet, la diversité naturelle locale des taxons étant plutôt importante et les pressions anthropiques étant assez localisées sur le plan géographique, au sein d'un large territoire à assez faible pression humaine générale, la plupart des taxons largement diffusés sont plutôt typiques de flores naturelles et un tout petit nombre d'entre eux seulement sont représentatifs de milieux localement enrichis en nutriments ou en métaux dissous.

De plus, les conditions abiotiques locales n'ont le plus souvent été documentées que par un échantillon ponctuel d'eau pour représenter les conditions d'hydrochimie à la station. Les biofilms étant pour leur part intégrateurs d'au moins 2 mois de chimie, la connaissance écologique des conditions de vie des diatomées locales, pratiquement non décrites avant ce programme, reste modeste et avec des risques non négligeables d'écart entre la représentation des conditions abiotiques et la connaissance biologique capitalisée sur les taxons.

Dans ces conditions, il a été jugé préférable d'adopter un système de construction de l'IDNC le plus simple possible pour cette première version, c'est-à-dire en repérant de la façon la plus fiable possible les taxons d'alerte vis-à-vis de chaque gradient anthropique identifiable (voir le recours à TITAN et adoption de seuils plutôt sélectifs pour ne retenir que des taxons à coup sûr représentatifs du basculement de flore pour chaque gradient élémentaire d'anthropisation), et en n'essayant pas de mettre en œuvre de pondération spécifique permettant de grader le degré d'alerte des taxons sélectionnés.

Cette solution, certainement la plus robuste dans les conditions actuelles de notre connaissance sur l'écologie des taxons locaux, pourra évoluer le cas échéant avec l'augmentation des référentiels et l'acquisition d'une prise de recul suffisante.

V.5.1 Assise-taxons, formulation

Des éléments de réflexion détaillés précédemment au chapitre II.4.2.4 de ce rapport, brièvement récapitulés ci-dessous, ont permis de cadrer l'assise-taxons de l'IDNC.

Le jeu de données brut résultant de l'examen-comptage des inventaires par Julien MARQUIE comportait **494** codes-taxons différents, dont certains n'étaient pas au niveau de résolution de l'espèce mais parfois du genre, de formes tératologiques d'une espèce ou d'un genre...

Après un premier nettoyage, l'assise en taxons du jeu de données de Nouvelle-Calédonie utilisé pour les analyses de données a pu être consolidée à **466 unités taxonomiques**, soit **465 espèces vraies** + le code-taxon DEFO (regroupant les formes tératologiques non identifiées à l'espèce).

Une 2^{ème} intervention sur le jeu de données biologiques a consisté à simplifier l'assise-taxons de l'IDNC en vue de minimiser l'effort de reconnaissance taxonomique nécessaire et de rendre ainsi cet outil plus facilement opérationnel pour les intervenants ultérieurs. Il a donc été décidé de retirer de la formulation de l'indice un nombre important de taxons n'ayant été observés que très épisodiquement en occurrence et/ou en abondance relative, qui auraient nécessité un gros surcroît d'effort de détermination taxinomique pour une plus-value écologique négligeable à nulle.

Un **double seuillage** a donc été pratiqué avant sélection des taxons indicateurs par TITAN, soit :

- 1) sélection des taxons ≥ 4 occurrences (soit 213 taxons dont DEFO) ;
- 2) pour les taxons < 4 occurrence, seuls ceux d'entre eux atteignant une abondance relative moyenne $> 5\%$ dans les relevés où ils étaient présents (taxons plutôt de type « urbain ») ont été « rachetés », ce qui a rajouté 6 taxons (au total, 219 taxons dont DEFO).

A ce stade proche de la finalisation de la liste de **taxons indiciels de l'IDNC** (les 219 taxons sélectionnés, incluant les taxons d'alerte) il existe encore une hétérogénéité résiduelle de traitement, à savoir que la plupart des taxons marins qui ont pu être rencontrés dans notre jeu de données sur un site à influence haline littorale, soit 9 sur 10 (ABRE, AMAV, ANSU, APOT, ATCS, CORU, CEGR, CNTH, THAL) sont déjà supprimés de l'assise des taxons indiciels, soit du fait de leur détermination au genre, soit du fait du non-dépassement du double-seuil quantitatif de sélection. Or, suite à tout ce processus de sélection, parmi les 6 taxons finalement rachetés, il figure un taxon halin ayant dépassé ce seuil (ATPI), rencontré surtout sur la Dumbea aval et qui ne peut être rencontré en eau douce qu'en cas d'intrusion haline littorale. Son seul intérêt, comme celui des autres taxons halins, est de nous indiquer que nous sommes sur un cas particulier de site et de relevé pouvant arriver en limite de domaine de validité de cette méthode d'eau douce.

La non-prise en compte des effectifs halins des relevés, comme d'ailleurs celle de taxons identifiés simplement au genre, dans le calcul indiciel, alors que leurs abondances relatives participent à la composition du relevé, **rend possible la réalisation d'un test** renseignant globalement sur l'assise indicielle et la confiance que l'on peut attribuer au calcul de l'indicateur pour un relevé donné, sur la base du **rapport entre effectif de taxons indiciels et effectif total de taxons identifiés lors du comptage**.

Plus le relevé comprend de taxons contributifs par rapport son effectif total compté, plus l'assise effective de calcul de l'indice est large et fiable. Au contraire, un pourcentage nettement inférieur à 100% nous alerterait sur une présence assez importante de taxons non-indiciels, qui signe une situation spéciale, telle que :

- une influence haline importante,
- une identification au genre et non à l'espèce d'un trop grand nombre de taxons,
- une forte participation de taxons non-indiciels dans le relevé, signant une situation de biodiversité inédite par rapport au programme initial.

Ce type d'information est intéressant à garder et à diagnostiquer, soit pour alerter sur les insuffisances taxonomiques d'un prestataire de service, soit pour repérer et garder en mémoire des situations spéciales sur lesquelles le calcul automatique d'indice justifie un examen-expert du résultat et une évolution ultérieure éventuelle de la liste de taxons constitutive de la méthode.

Afin de rester homogènes par rapport au traitement des autres taxons halins, qui ont tous été éliminés par le double-seuillage initial, et de garder la cohérence nécessaire pour la réalisation du test de fiabilité pré-indiqué, nous avons donc aussi retiré, à la fin de ce pré-traitement de la matrice biologique, le taxon halin ATPI de l'assise des taxons indiciels de l'IDNC.

Le nombre stabilisé des **taxons indiciels de l'IDNC** s'établit donc finalement à **217 taxons vrais** (218 - DEFO).

Les 7 métriques brutes élémentaires utilisées pour l'évaluation d'une altération anthropique donnée sur un relevé donné utilisent chacune la formule suivante, sur l'exemple de la métrique NH_4 sur le relevé 1 du site ADO1 :

$$M - NH_{4ADO11} = \frac{\sum(\text{taxons}^+)_{ADO11}}{\sum(\text{taxons IDNC})_{ADO11}}$$

Avec :

- $M - NH_{4ADO11}$: métrique NH_4 du relevé ADO11,
- $\sum(\text{taxons}^+)_{ADO11}$: somme des taxons⁺ du relevé ADO11,
- $\sum(\text{taxons IDNC})_{ADO11}$: somme des taxons indiciels du relevé ADO11.

Remarque : Les taxons d'alerte sélectionnés avec l'aide de TITAN et récapitulés par paramètre d'altération dans le Tableau 9, qualifiés de taxons « - », n'interviennent pas directement dans cette formule mais de façon indirecte, leur comptage s'inscrivant en réduction des effectifs de taxons « + ». La métrique s'exprime donc directement de 1 (très bon état de qualité diatomique, absence totale de taxons « - » dans l'assemblage) à 0 (très mauvaise qualité diatomique, tous les taxons indiciels constitutifs de l'assemblage sont des taxons d'alerte), sans aucune nécessité de transformation à ce stade.

V.5.2 Premiers tests, diagnostic

Il est ensuite immédiatement possible de visualiser les premiers résultats d'évaluation procurés par ces métriques individuelles, afin d'en expertiser les résultats, d'en examiner la consistance par rapport au niveau d'expertise capitalisé et de repérer les anomalies de classement qui peuvent éventuellement en ressortir.

La Figure 39 en page suivante permet de positionner le classement diatomique de chaque relevé collecté à un site d'étude donné vis-à-vis de chaque métrique individuelle d'altération anthropique sélectionnée.

Selon le site, de 1 à 4 relevés, positionnés sur la figure selon leur classement de qualité, ont pu être collectés durant le programme. Les paramètres d'altération ont été positionnés dans la figure selon leur ordre alphabétique.

Cette figuration très synthétique permet, à l'aide du logiciel R ou en zoomant suffisamment dans la figure originelle en pdf, de reconnaître chaque site d'étude (vignettes verticales juxtaposées par ordre alphabétique sous l'axe des x et l'affectation précise de qualité (valeur de la métrique selon positionnement précis du point du relevé, couleur de classe de qualité affectée au relevé) obtenue pour chaque relevé (site x date) vis-à-vis de chaque paramètre d'anthropisation.

Elle est présentée ici dans le but principal de donner une idée générale de la qualité d'évaluation permise grâce à cette sélection originelle de taxons d'alerte sous TITAN, et pour porter un premier diagnostic des principaux problèmes rencontrés.

On peut d'ores et déjà remarquer qu'avec la formule de calcul indiquée et le choix initial de taxons d'alerte réalisé sous TITAN, les métriques biologiques qui en résultent peuvent donner des résultats dans une gamme d'évaluation plus ou moins large selon le paramètre.

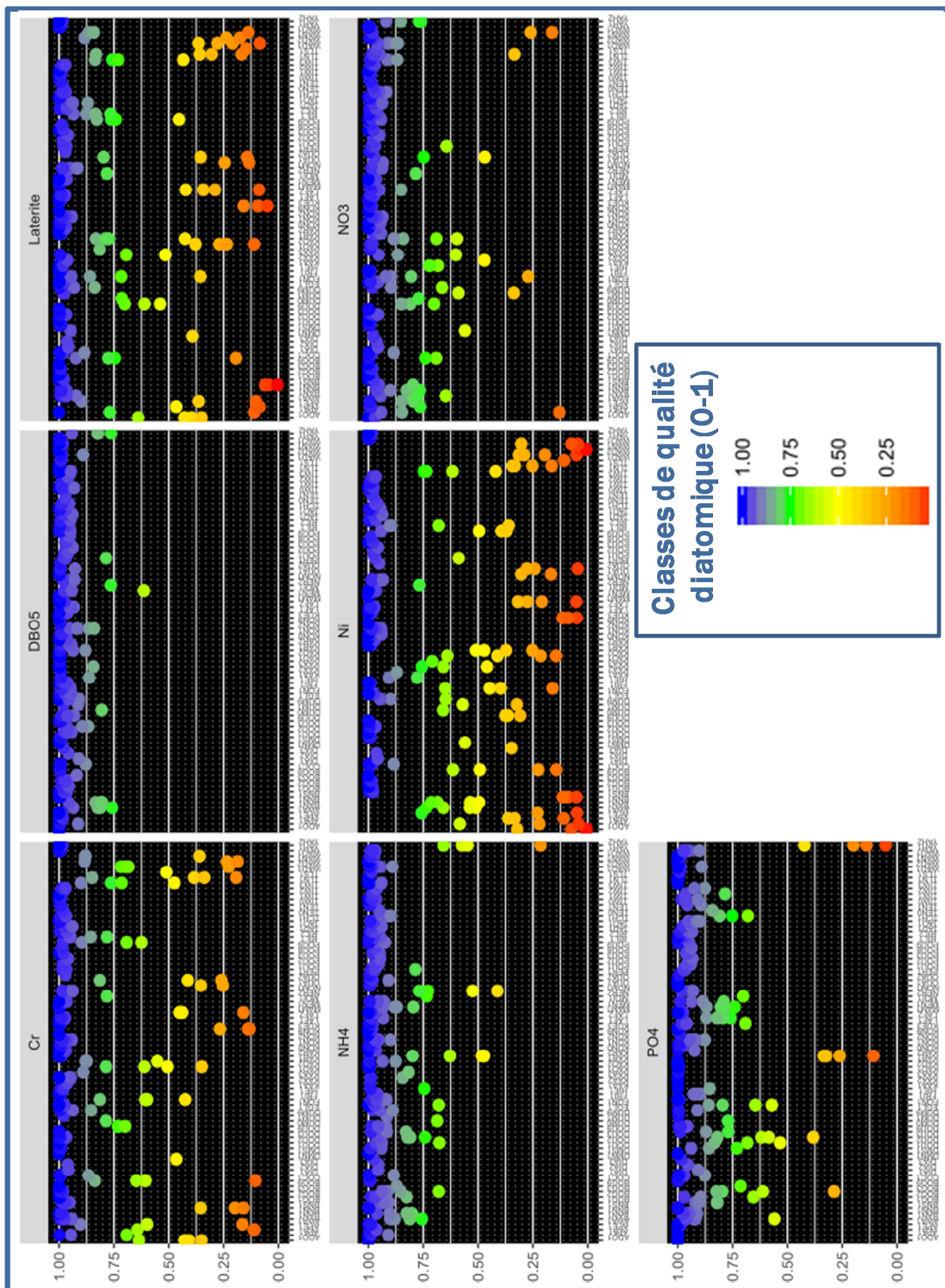


Figure 39 : État écologique moyen selon l'IDNC, des sites d'étude selon les 7 métriques élémentaires d'évaluation.

Ainsi, il est possible, dans des situations réelles rencontrées au cours de notre étude, d'obtenir une proportion faible à très faible de taxons « + » (correspondant à une notation proche de 0) dans certains relevés diatomiques. C'est d'emblée le cas pour les descripteurs Latérite, Ni, PO₄. Par conséquent, le champ des notations possibles ne pose, dans l'état, pas de problème particulier de sensibilité pour ces paramètres. Il peut varier, selon les situations environnementales et d'altération anthropique, entre des valeurs proches de 0 et la valeur maximale de 1.

Cependant, dans l'état, la sensibilité apparaît perfectible pour Cr et ne semble pas suffisante pour NO₃, NH₄ et DBO₅. Il est donc nécessaire d'expertiser au cas par cas les sites posant problème et de nuancer la mise en œuvre automatique du processus de sélection TITAN.

La Figure 40 page suivante présente le classement écologique de chaque relevé diatomique selon le contexte géochimique, Volcano-Sédimentaire et Ultramafique, pour lesquels les impacts dominants attendus sont d'origine différente (respectivement, pollution trophique et pollution minière), vis-à-vis des 7 métriques d'altération qu'il est envisagé d'intégrer dans l'IDNC.

Dans le **contexte volcano-sédimentaire**, présenté en partie haute de la figure (qui ici, exclut déjà les sites de l'HER B « Plaine Littorale Ouest » sous influence amont ultramafique), on peut tout d'abord constater que les 3 métriques d'évaluation des altérations minières, logiquement, ne présentent pratiquement aucun relevé en situation de forte altération. Cela signifie que la liste des taxons sélectionnés d'emblée pour révéler ce type d'altération est judicieux et ne rencontre pas de « faux-positifs » dans les flores des zones volcano-sédimentaires, quel qu'en soit le contexte, s'il n'y a pas de pollution métallique avérée. Le seul site manifestant une altération biologique nette dans ce type de situation géochimique naturelle est le relevé POU13. Dans le même temps, ce site présente une teneur assez élevée de Ni dissous, qui signe une altération métallique spécifique. L'assise initiale des taxons d'alerte vis-à-vis des altérations minières (sélection directe TITAN) ne pose donc pas de problème perceptible dans ce contexte volcano-sédimentaire.

Dans ce même contexte géochimique, logiquement plus sujet aux altérations trophiques du fait des pressions agricoles, domestiques et urbaines, on peut constater que l'altération basée sur les orthophosphates est la seule qui répond d'emblée de façon satisfaisante au gradient présent. Cela s'explique par le fait que ce nutriment est réputé avoir l'action eutrophisante la plus forte en eaux douces. Pour le NH₄, les taxons d'alerte répondent aussi à l'augmentation du gradient, mais de façon probablement insuffisamment complète (le relevé le plus pollué, YAH24 à l'aval de la STEP de Nouméa, qui présente la teneur considérable de 5 mg/l de NH₄, obtient une valeur de métrique proche de 0,2). Il va donc falloir examiner plus avant la liste de taxons d'alerte et éventuellement la compléter de façon ciblée grâce à des taxons dans un premier temps rejetés par TITAN, mais très proches des seuils de sélection.

Dans ce même contexte, malgré des valeurs fortes à très fortes de pollution atteintes sur la DBO₅ (BAN1, BNN1, NOM11, YAH22, YAH23, YAH24) et NO₃ (YAH2 pour les 4 campagnes) la réponse de ces 2 métriques n'est pas suffisamment bonne et représentative, dans l'état, du gradient des valeurs analytiques obtenues et la sélection des taxons d'alerte, très probablement insuffisante au niveau de son assise, mérite d'être expertisée.

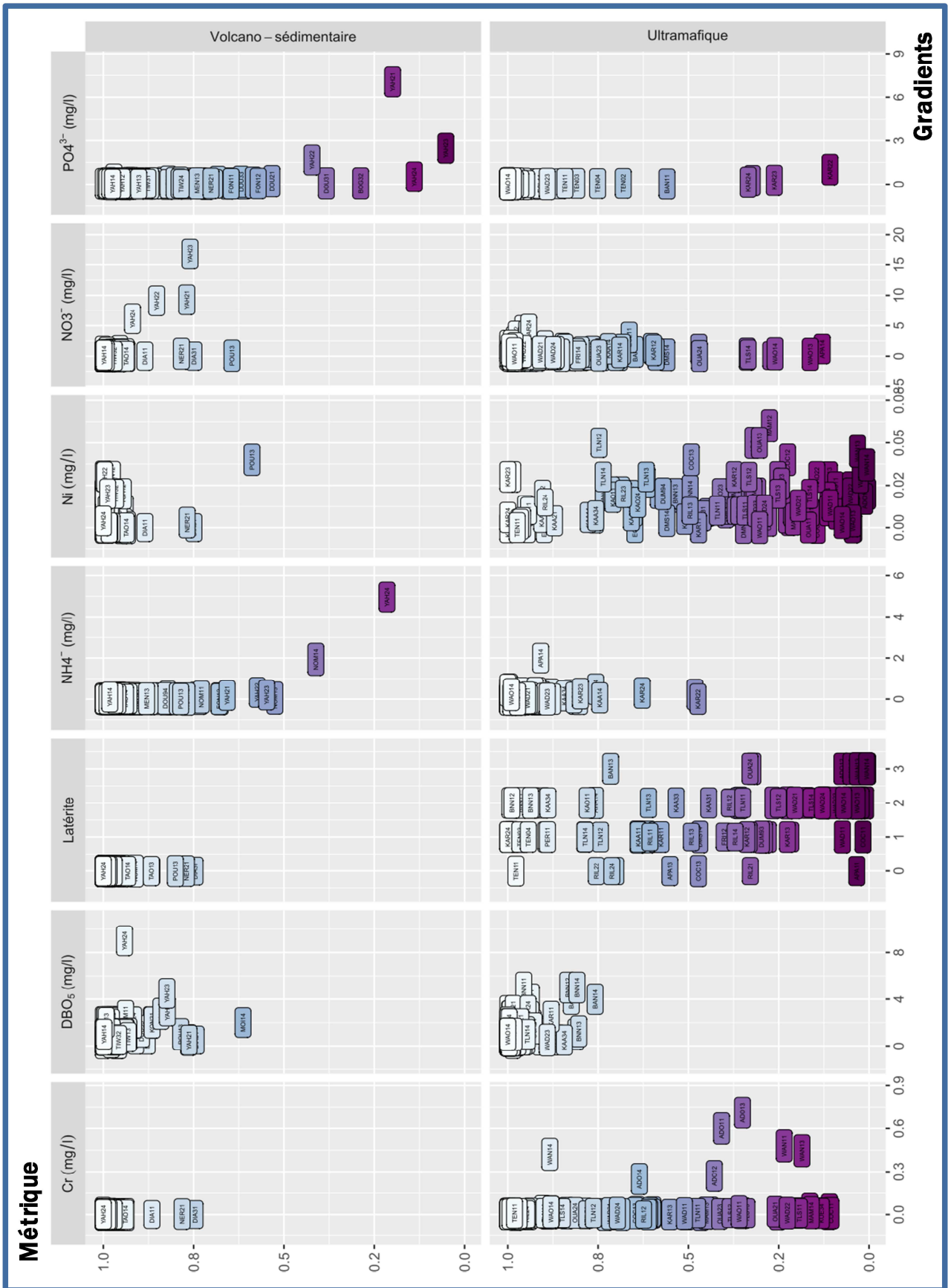


Figure 40 : Classement des relevés diatomiques selon les 7 métriques de qualité et le substrat, échelle graduée du blanc (absence de taxons d’alerte) au violet (nombreux taxons d’alerte)

Comme déjà constaté dans d'autres contextes de DOM-TOM tropicaux (Guyane, Réunion, Antilles), il faut ici indiquer que les référentiels de valeurs analytiques obtenus sur les paramètres DBO_5 et probablement NH_4 sont certainement atténués par rapport à la réalité, en rapport avec les aspects logistiques et, malgré tout le soin apporté, à la difficulté à complètement maîtriser les aspects de chaîne du froid pendant la réalisation de longues missions de terrain (grandes distances et longues missions en contexte tropical, avec retour souvent impossible dans la journée) avant leur prise en charge par le laboratoire.

Dans ces conditions, il peut se produire, assez classiquement, une diminution de la DBO_5 et une évolution interne possible du NH_4 en d'autres formes de l'azote (NH_3 , NO et N_2O , formes gazeuses et volatiles, NO_2 et NO_3 qui sont des formes dissoutes), du fait du processus de nitrification en cours, avec atténuation possible et peu contrôlable des valeurs de ce paramètre. Les 2 paramètres précités étant d'une fiabilité limitée en contexte tropical, c'est notamment pour cela qu'il aurait été souhaitable, pour fiabiliser la représentation de la pollution organique azotée, de disposer aussi d'un référentiel complet de N Kjeldahl, dont l'acquisition devra être intégrée aux pratiques de tous les réseaux de surveillance afin de consolider les référentiels et d'appuyer plus efficacement les évolutions ultérieures de l'IDNC.

De plus, d'un échantillon à l'autre, l'atténuation des teneurs de ces paramètres a pu être un peu variable en fonction de la distance et des conditions de réalisation des diverses missions, de l'ensoleillement plus ou moins fort sur les véhicules lors des jours de mission, des conditions de la prise en charge des échantillons au laboratoire de chimie, ce qui peut aussi contribuer à brouter un peu plus les gradients abiotiques concernés et leur mise en relation avec les abondances relatives d'espèces via TITAN. Ces variabilités difficiles à maîtriser ont donc probablement atténué la pureté de réponse des taxons à ces 2 gradients et font partie des explications de la sensibilité perfectible des 2 métriques brutes NH_4 et DBO_5 .

L'analyse des résultats obtenus dans le **contexte ultramafique** (partie basse de la Figure 40) apporte aussi son lot d'informations intéressantes.

Concernant les aspects d'enrichissement en nutriments, on peut aussi constater l'aspect probablement incomplet des listes de taxons d'alerte pour bien représenter le gradient en DBO_5 de certains sites, du type BAN1 et BNN1, dont la réponse à l'altération est faible par rapport à certaines valeurs quantifiées, mais aussi pour NH_4 (notamment, cas du relevé APA14 dont le signal d'alerte ne répond pas aux teneurs présentes). La variabilité des conditions d'acheminement des échantillons évoquée plus haut a probablement contribué à flouter les réponses TITAN et à rejeter aussi de façon peut-être injustifiée certains taxons indicateurs de ces gradients dans ce contexte.

La réponse à NO_3 dans ce contexte, qui présente des teneurs quantifiables mais faibles en cet élément, apparaît exacerbée par rapport aux réponses aux mêmes doses dans le contexte volcano-sédimentaire (on a ici des sites sensiblement plus altérés sur le plan des notes diatomiques malgré des teneurs en nitrates relativement modestes, ce qui est plausible du fait des caractéristiques de spécialisation ultra-oligotrophique des flores de ce contexte). D'autre part, quelques relevés à teneurs plus importantes trouvées en contexte ultramafique, sur des sites à géochimie mixte (KAR2), ne répondent que de façon assez faible à cette altération et mériteraient un examen plus spécifique des taxons.

Donc, contrairement au contexte volcano-sédimentaire où l'on rencontre un problème manifeste d'insuffisance de taxons d'alerte vis-à-vis du NO₃ sur tous les relevés de la station YAH2, la réponse biologique est nettement plus sensible à cet élément dans ce contexte ultramafique. Cet aspect particulier de différence de sensibilité à cette altération selon le contexte devrait se régler par la prise en compte du bon niveau de référence pour cette zone au moment de la construction des grilles d'EQR. Donc à ce stade, concernant cette métrique et ce contexte, il est nécessaire de diagnostiquer l'intérêt de l'ajout par expertise d'un ou 2 taxons d'alerte vis-à-vis du classement plutôt optimiste du site KAR2, qui pourraient avoir été éliminés par l'analyse TITAN du fait d'une occurrence faible ayant trop altéré le score IndVal.

Pour le PO₄ comme pour le NO₃, la réponse de la métrique est visiblement plus sensible à l'augmentation des teneurs qu'en contexte volcano-sédimentaire (aspect des flores naturelles ultra-oligotrophiques du contexte ultramafique) et ne posera aucun problème particulier d'évaluation de cette altération, une fois la grille d'évaluation en EQR construite par rapport au bon niveau de référence pour cette zone.

Concernant cette fois l'évaluation des **altérations** minières dans ce contexte ultramafique, on peut voir que les **métriques dédiées aux 2 métaux dissous (Cr et Ni)** donnent une réponse plutôt intéressante, à savoir que les relevés aux concentrations les plus fortes en métaux dissous ont aussi des réponses diatomiques très altérées. Mais la physionomie générale de ces résultats suggère aussi que l'analyse des concentrations instantanées de métaux dissous dans un seul échantillon ponctuel d'eau présente un défaut important de représentativité de la concentration intégrée sur la période (voir tout l'éventail de classement biologique de relevés dans lesquels les teneurs instantanées en Cr ou en Ni dissous étaient nulles ou très faibles, sur la gauche de ces graphiques).

En effet, les concentrations en métaux dissous peuvent être très variables selon l'activité humaine et la gestion des infrastructures sur mine, les pluies, les crues. De plus, la stratégie d'échantillonnage d'eau, alors que le prélèvement diatomique est orienté de façon normative sur des périodes de débits stables hors crues, a peu de chances de rendre compte d'un pic important de métaux dissous qui par contre, peut provoquer des épisodes de toxicité aigüe et une sélection très rapide et efficace des flores les plus tolérantes.

En fonction des caractéristiques des données abiotiques disponibles et de ce défaut intrinsèque de représentativité temporelle des échantillonnages de métaux dissous dans l'eau, qui est un phénomène parfaitement connu mais que nous ne sommes pas en mesure de lever ici, la stratégie adoptée est de **faire confiance a priori à la sélection de taxons d'alerte faite d'emblée par TITAN**, qui est en accord avec les plus fortes concentrations observées de métaux, et de chercher à en étendre un peu la liste en expertisant les listes taxonomiques de relevés présentant des anomalies relatives de classement entre les teneurs en métaux dissous réellement analysées dans les échantillonnages d'eau et leur traduction en dégradation de l'état biologique.

Pour le Cr dissous, c'est nettement le cas par exemple pour les relevés ADO14 et surtout WAN14 et, vis-à-vis des teneurs en nickel dissous, pour un assez grand nombre de relevés (TLN12, TLN13, TLN14, KAR 23, RIL22, RIL23 et RIL24, ainsi que quelques autres relevés aux vignettes partiellement masquées sur la représentation graphique).

En effet, l'hypothèse la plus plausible dans ces cas (voir en particulier les positionnements de TLN14 et surtout TLN12) est que TITAN a éliminé, pour raison de score IndVal en-dessous du seuil, des taxons présentant une bonne spécificité pour le groupe des situations altérées mais pas assez de fidélité en raison de leur faible niveau d'occurrence dans le jeu de données global.

Le **gradient en fines latéritiques** présente aussi une assez bonne cohérence d'ensemble avec le classement d'état diatomique observé, (voir le graphique de l'altération latéritique présenté Figure 40, en contexte ultramafique) au moins en fréquence relative d'apparition de perturbations biologiques moyennes et élevées par classe de colmatage. Il est possible de repérer un petit nombre de situations classées de façon anormalement sévère sur le plan biologique par rapport aux observations latéritiques (concernant en particulier les relevés APA11 et COC11), l'effet biologique étant dans ces 2 cas plus probablement provoqué par le Ni dissous que par le colmatage latéritique, faible à la date de l'observation. A l'inverse et nettement plus souvent, il est possible de repérer des sites ou les relevés biologiques ne semblent pas manifester d'impact alors que l'observation du site montrait un colmatage plutôt important (classes de 2 à 3). Même si l'on peut admettre que l'observation au moment du relevé puisse, en fonction d'épisodes hydrologiques intervenus avant la date d'observation et de prélèvement biologique, ne pas être complètement représentative du colmatage latéritique qui s'est exercé de façon intégrée sur l'épisode de 2 mois de temps ayant servi à sélectionner les biofilms en place, on sait qu'un degré de colmatage latéritique de moyen à fort a, sauf cas très particulier, de fortes chances de persister assez longtemps dans le milieu.

Il semble donc intéressant d'expertiser en priorité ce type de situations, dont la plupart sont associées à une activité minière patente (ex : ADO1, BAN1, TLN1, OUA2, WAN1, AWA1, WAO1, KAA3 etc...), afin de voir si, par rapport à la sélection TITAN qui a peut-être été un peu trop sévère pour des taxons à faible occurrence globale, une plus-value d'évaluation de l'altération latéritique serait apportée par quelques taxons d'alerte complémentaires.

V.5.3 Complétion des taxons d'alerte par expertise

V.5.3.1 Éléments diagnostiques, origine des problèmes

L'examen des résultats des premières métriques diatomiques proposées pour l'évaluation des 7 altérations anthropiques élémentaires révèle 2 problèmes principaux qui ont pu constituer une limite méthodologique à la sélection d'emblée des taxons d'alerte par TITAN :

La co-occurrence de forts gradients d'altération concernant **plusieurs paramètres d'anthropisation au même site et à la même date**. C'est tout particulièrement le cas sur les sites à l'aval des plus grosses agglomérations et de leurs rejets de STEP (cas en particulier de la Yahoué aval, site YAH2 qui présente les plus fortes valeurs de tout le jeu de données sur plusieurs descripteurs), qui amènent au cours d'eau en un même lieu d'assez fortes valeurs de tous les descripteurs d'enrichissement organique et trophique. TITAN sélectionnera donc comme taxons d'alerte à un paramètre donné ceux qui présentent la réponse la plus nette à ce paramètre, la réponse étant d'autant plus nette que le paramètre exerce une grosse influence biologique sur les diatomées. Nous avons donc ici la réponse au PO_4 , nutriment le plus fortement en cause dans l'eutrophisation des cours d'eau, dont la réponse biologique domine fortement sur celle d'autres descripteurs comme le NO_3 , la DBO5, le NH_4 .

A noter aussi que, pour les 2 derniers paramètres cités, le référentiel des valeurs analytiques obtenues a probablement été atténué par rapport aux valeurs vraies (par exemple, problème de chaîne du froid et de durée de missions sur cette grande île et sous ces conditions tropicales), ce qui peut ajouter un peu de flou dans la réponse des diatomées à ces 2 gradients et conduire à ce que TITAN identifie moins de taxons à réponse pure à l'un ou l'autre de ces nutriments.

Ce problème lié à la co-occurrence de facteurs influents a pu aussi se poser, dans une moindre mesure, sur des sites où les relevés sont concernés à la fois par une pression de métal dissous et une pression de fines latéritiques. En effet, même si les conséquences biologiques peuvent s'exercer selon des mécanismes différents, les deux types de pressions sont liées au contexte ultramafique et aux activités minières. Une certaine covariation de ces 2 types de pressions et de leurs effets existe donc de fait sur le terrain, certains taxons pouvant d'ailleurs être sensibles aux deux pressions en même temps. Il est donc possible que TITAN exerce une sélection trop drastique sur des taxons à la réponse considérée comme insuffisamment pure à un paramètre donné.

Un autre problème, de nature méthodologique, est lié au mode de fonctionnement de TITAN. En effet, cet outil **appuie sa sélection de taxons sur l'indicateur IndVal**, en s'appuyant sur le meilleur score IndVal obtenu pour le taxon et pour un groupe donné tout au long du scannage de seuils de changement-candidat. Les taxons retenus comme indicateurs fiables de changement seront ceux ayant dépassés un seuil de sélection IndVal dont la valeur est entrée au départ par l'utilisateur. L'IndVal est conçu pour obtenir une valeur d'autant plus forte qu'il appartient purement à un groupe, mais il est aussi sensible au nombre d'occurrences et à l'abondance relative du taxon dans tout le jeu de données. Avec la même statistique relative d'appartenance à un groupe donné, un taxon fortement fréquent et abondant obtiendra un score IndVal plus fort qu'un taxon plus faiblement fréquent et/ou abondant, alors que ces 2 taxons peuvent avoir la même qualité de distribution relative au long de ce gradient.

Un troisième problème mérite un approfondissement spécifique de la réflexion, à savoir l'évaluation de la pression de **colmatage en fines latéritiques**. En effet, contrairement aux autres descripteurs utilisés dans l'IDNC, celui-ci peut subir une gradation importante de pression qui peut atteindre à certains moments une intensité très comparable, que l'origine en tienne à un contexte ou à des événements naturels (contexte ultramafique, épisodes de pluies tropicales) ou à une origine anthropique (activité minière).

C'est le seul, parmi des 7 descripteurs, aussi typiquement dans ce cas. En effet, l'amplitude du gradient des situations rencontrées peut atteindre le même ordre en contexte naturel et altéré (variation de 0 à 3 en échelle d'intensité), même si la **fréquence d'apparition des fortes perturbations** peut se poser à un niveau différent entre sites de référence et sites altérés pour la zone naturelle considérée. Cela pose un problème spécifique par rapport au diagnostic immédiat d'un niveau d'altération (des sites de référence à certaines dates pourront apparaître sensiblement perturbés selon ce descripteur), donc pour l'élaboration d'une grille d'évaluation en EQR (peu de différence de niveau, dans l'absolu, entre des sites de référence et des sites altérés sur des rivières différentes et, même si on arrive à parfaitement grader la réponse biologique par rapport à la pression latéritique en retravaillant la liste des taxons d'alerte, plus grande difficulté à isoler proprement, par rapport aux autres métriques, ce qui relève d'une variation naturelle ou d'une origine anthropique).

Comme la distribution fréquentielle n'apportera pas la solution, à ce stade de faible recul sur les référentiels historiques (on n'a capitalisé, au maximum, que 4 dates sur un site), pour une évaluation immédiate résultant de l'observation d'un relevé diatomique venant d'être prélevé, il importe de trouver une solution de compromis qui concilie connaissance scientifique et efficacité opérationnelle vis-à-vis de l'évaluation de cette pression.

V.5.3.2 Complétion ciblée des listes de taxons d'alerte pour certains paramètres

En ce qui concerne les **paramètres d'enrichissement anthropique** en nutriments des milieux aquatiques, le principal problème rencontré est que les gradients sont discontinus entre les milieux naturels et ruraux (niveaux faibles à modestes) et les pôles urbanisés comme Nouméa, qui amènent en un même endroit (rejet de STEP) les plus fortes valeurs de divers nutriments trouvées dans tout le jeu de données. De ce fait, même si TITAN arrive à orienter le choix de taxons d'alerte vers le nutriment visiblement le plus influent sur ce taxon, il va être difficile d'attribuer de façon fiable l'effet d'un nutriment donné à un ou des taxons dominants à ce site sous rejet de STEP, sachant que de fortes valeurs, voire les plus fortes valeurs d'autres nutriments de tout le jeu de données sont aussi associées au même lieu et éventuellement même à la même date.

De plus, comme le site le plus dégradé de tout le jeu de données (YAH2) présente une dominance nette de quelques taxons que l'on retrouve à plusieurs dates et avec des dominantes différentes de nutriments, il est presque impossible de décorréler proprement l'information et de ne pas tenir compte, en taxon d'alerte pour un nutriment donné, du taxon le plus présent sur la valeur la plus forte de ce paramètre (il arrive qu'un seul et même taxon puisse représenter plus de 50 %, voire plus de 80 %, de l'assemblage YAH2 à une date donnée).

L'expertise pratiquée a donc consisté à rajouter à la liste des taxons d'alerte, lorsqu'ils avaient été écartés en raison de seuillage-opérateur dans TITAN, un petit nombre de taxons très fréquents sur des sites à fortes valeurs en divers nutriments, sans lesquels il ne serait plus possible d'évaluer correctement le degré d'altération du site.

Quelques exemples de cas de taxons « rachatés » sont présentés en Figure 41 page suivante.

NINC est un taxon qui a déjà occasionné des difficultés pour les mises au point d'indices DOM précédents. Il pose déjà un problème d'identification, qui devient cependant de plus en plus fiable avec l'appui de publications scientifiques et de guides taxonomiques sortis depuis quelques années (*e.g.*, Trobajo et al. 2013). C'est un taxon qui a besoin d'un niveau minimal de conductivité électrique et plutôt thermophile. On va donc plutôt le trouver à l'aval de bassins versants et, même si des conditions de minéralisation naturelle peuvent conduire au même résultat (notamment eaux carbonatées ou sulfatées), il est souvent associé à des pollutions anthropiques qui provoquent aussi une augmentation de la minéralisation et de la charge ionique de l'eau.

En Nouvelle-Calédonie, ce taxon est le plus présent sur les sites YAH 2, KAR2 et BOG3, qui sont des sites à l'aval de cours d'eau, à l'aval de STEP et/ou sous un début d'influence haline littorale (Site BOG3). Il s'accommode bien du haut niveau de minéralisation et de pollution de ces sites, au point qu'on ne puisse plus évaluer correctement les sites YAH2 et KAR2 à certaines dates si on ne le retient pas en taxon d'alerte pour des nutriments à fortes valeurs dans ces sites et pour lesquels les seuils TITAN n'ont pas été atteints.

Outre son statut d'alerte déjà acquis pour PO₄, il a été rajouté comme taxon d'alerte par expertise pour DBO5 et NO₃ (voir Figure 41) et améliore nettement la capacité de ces métriques spécifiques à détecter ces 2 altérations.

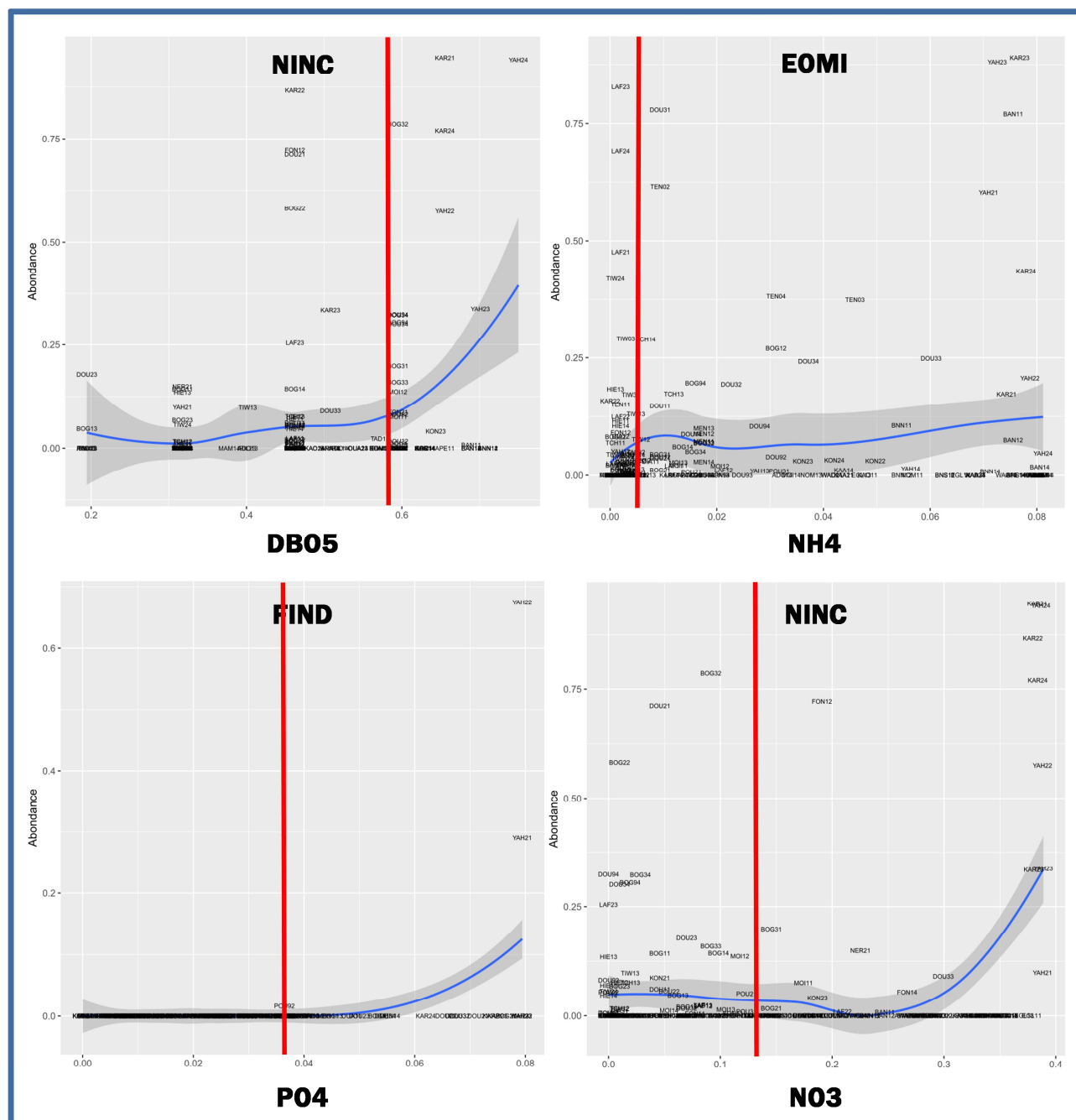


Figure 41 : Exemples de taxons rachetés pour le diagnostic des altérations anthropiques "trophiques".

Outre NINC, 3 autres taxons globalement assez tolérants aux nutriments et à d'autres altérations ont été rachetés par expertise, dont 2 à large plasticité écologique et largement répandus dans tout le jeu de données (EOMI, BVIT), ainsi qu'un taxon (FIND) aux caractéristiques plus « urbaines » (peu occurrent en général, mais fortement présent sur un petit nombre de sites qui lui conviennent bien).

Ces 3 taxons, qui peuvent aussi être rencontrés avec de fortes à très fortes abondances sur les sites les plus pollués de Nouvelle-Calédonie, posent exactement le même type de problème que NINC : ils peuvent être dominants, voire constituer presque tout l'effectif de l'assemblage sur un petit nombre de sites à fortes valeurs d'altération par des nutriments à certaines dates. Ainsi, si on ne les retient pas en taxons d'alerte, on ne peut plus évaluer correctement le site aux dates où ils sont dominants. Les cas d'EOMI sur NH_4 et de FIND sur PO_4 , rajoutés par expertise, sont aussi présentés en Figure 41 à titre d'exemples illustratifs. La liste récapitulative complète des taxons d'alerte retenus par descripteur d'anthropisation suite à l'intervention d'expertise est présentée Tableau 11.

Pour les paramètres de **métaux dissous** dans l'eau, qui comptent pour 2/3 en ce qui concerne l'évaluation des altérations minières, l'intervention d'expertise a pu, selon le cas, **rajouter quelques taxons intéressants**, dont certains assez fréquents et proches des seuils de sélection de TITAN, mais aussi certains taxons « urbains » (rencontrés sur peu de sites mais pouvant y atteindre des effectifs importants) qui ont été visiblement défavorisés pour le score IndVal du fait de leur faible occurrence dans le jeu de données. Une intervention-expert a aussi consisté à supprimer **de façon sélective quelques taxons** remarquables comme faisant assez spécifiquement partie des **flores naturelles de référence** pour ces zones ultramaïques, du moins pour les plus forts peuplements atteints.

La Figure 42 en page suivante présente quelques exemples de taxons rajoutés par expertise pour le diagnostic d'altérations minières.

Pour la métrique biologique correspondant au **chrome dissous**, 2 taxons juste en-dessous des seuils de sélection TITAN mais dominants à très dominants dans certaines stations minières comme ADO1, WAN1, COC1, APE1 qui, en confirmation, présentaient à l'analyse des teneurs de moyennes à fortes en Cr dissous, ont été rajoutés par expertise : il s'agit de **CBYA** (illustré Figure 42) et **CPNE**.

Pour CBYA, de rares sites aux teneurs situées dans le bruit de fond ultramaïque classique (gauche du schéma) en contiennent une proportion modeste, ce qui était peut-être la raison du passage juste en-dessous des seuils de sélection d'emblée de TITAN.

Son rajout va avoir pour conséquence d'altérer modérément le niveau de notation de la métrique en situations de référence ou pseudo-naturelles, ce qui sera de toute façon pris en compte et compensé par la grille d'évaluation exprimée en EQR. Pourtant, il est apparu absolument inévitable de considérer ce taxon, qui représente plus de 80% de l'assemblage des relevés COC12 et ADO14 et même près de 100% de celui du relevé WAN14, dans la liste des taxons d'alerte pour le chrome dissous, sous peine de ne plus pouvoir évaluer valablement les stations minières avec forte réponse de ce taxon.

Le cas de CPNE, (non illustré ici pour Cr) correspond à un cas de figure un peu différent. Il a échappé à la sélection TITAN du fait de sa faible occurrence dans le jeu de données global qui pénalise son score IndVal, alors qu'il est très spécifique d'un site minier à fortes teneurs en chrome dissous (Relevé ADO12).

Pour la métrique biologique correspondant au nickel dissous, 5 taxons arrivés peu en-dessous des seuils de sélection TITAN mais pouvant être fortement rencontrés sur les stations minières ont été rajoutés par expertise, à savoir ANCL, CPNE, DEL3, DELE, DGAJ.

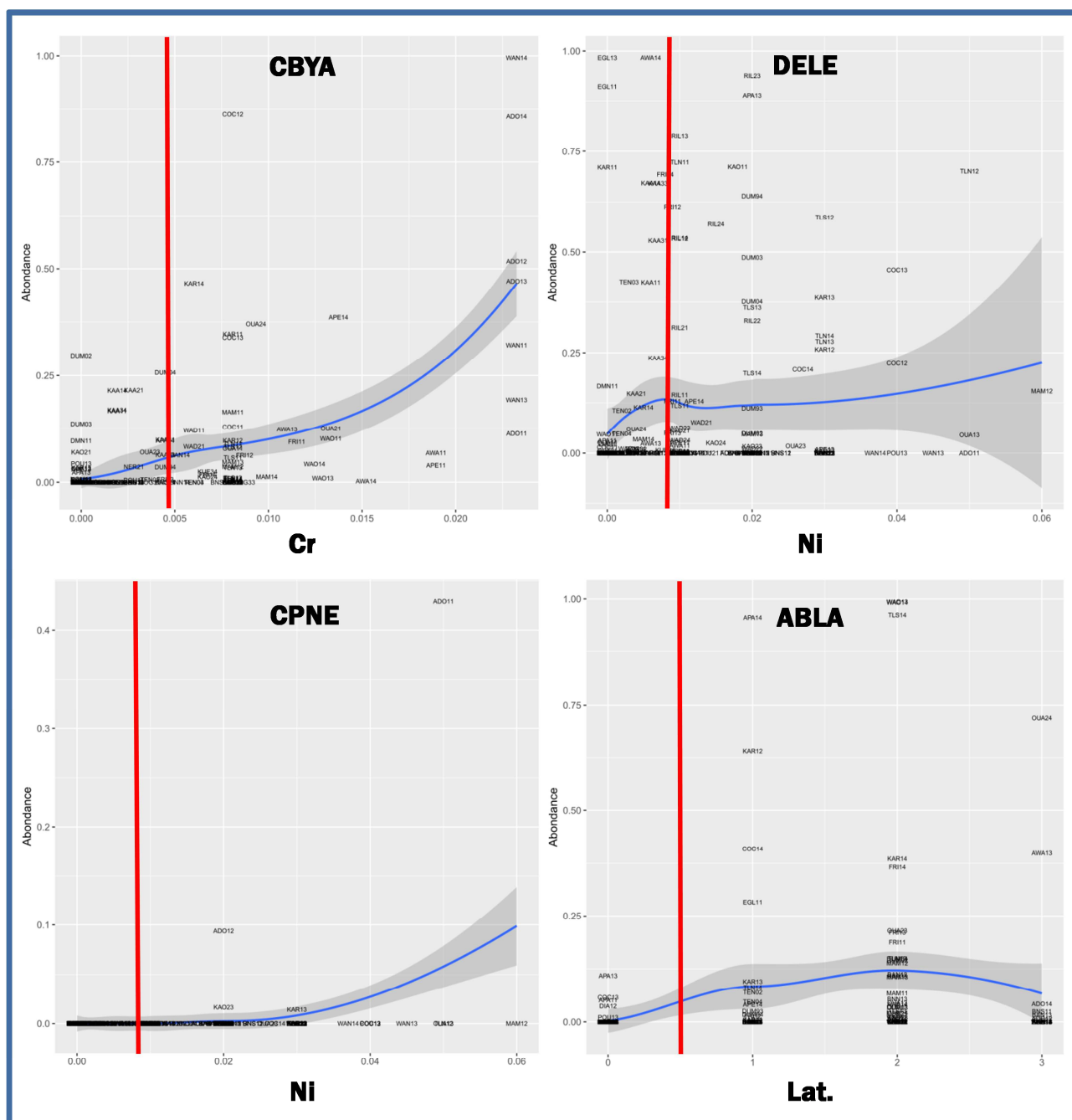


Figure 42 : Exemples de taxons rachatés pour le diagnostic des altérations minières.

La Figure 42 présente 2 exemples de taxons rachatés correspondant à des cas de figure différents :

- **DELE**, taxon largement répandu en contexte ultramafique et surtout, qui peut être présent en forte proportion de l'assemblage sur des sites miniers à teneurs moyennes à fortes en nickel dissous. On peut aussi voir sur la partie gauche du graphique que le taxon peut aussi être dominant à des sites ou, à cette date, l'analyse révélait des teneurs faibles à modérées de Ni. Cependant, beaucoup de ces sites sont à l'aval de mines et souvent impactés (EGL1, AWA1, TLN1, FRI1 etc...).

La faible teneur en Ni au moment de l'analyse ponctuelle n'est donc pas forcément représentative de tout l'épisode temporel intégré par le biofilm et ne garantit pas que le site n'a pas du tout été impacté par ce métal durant cet épisode.

- **CPNE**, taxon « urbain » très modestement présent sur la KAR1 et KAR2, mais dont l'abondance relative la plus forte, qui approche 10%, est repérée sur le relevé minier ADO1.

Par rapport aux évaluations brutes présentées précédemment en **Figure 40**, il a été diagnostiqué l'amélioration de la pertinence des résultats d'évaluation minière acquise avec l'ajout par expertise des 5 taxons **précités**. L'expertise a aussi conduit à retirer 8 taxons sélectionnés par TITAN mais surtout présents sur des sites de référence ou des sites plutôt naturels de cette zone, qui régressent avec les teneurs en nickel dépassant les fluctuations naturelles normales pour ce contexte (ADIN, ADPD, AMDI, DCOS, ETNS, FNEO, FRNA, GRIC). S'ils signent bien les conditions ultramafiques naturelles et la typologie des flores naturelles sous ces conditions, ces taxons créent par contre du flou pour la détection de l'altération minière conduisant à un enrichissement en nickel dissous. Là aussi, leur retrait améliore globalement la détection d'impacts miniers.

V.5.3.3 Cas spécifiques de l'altération latéritique

L'évaluation de la pression en fines latéritiques a aussi nécessité un approfondissement spécifique de la réflexion. L'examen des résultats d'évaluation procurés par la première sélection de taxons d'alerte (voir la liste du Tableau 9 et les résultats présentés sur la Figure 40 pour ce paramètre en contexte ultramafique) nous a interrogés dans le sens où, si la métrique d'évaluation biologique faite selon la liste de taxons d'alerte sélectionnés d'emblée par TITAN montre une cohérence globale avec le gradient de colmatage, au moins sur le plan de la fréquence de la mesure de perturbations biologiques en fonction de l'intensité de la classe de colmatage, il semble y avoir de nombreuses exceptions à une réponse proportionnelle.

Comme nous venions de le faire avec succès pour les autres descripteurs, nous avons tenté en priorité d'expertiser le cas des relevés (site X date) dont la réponse biologique s'écartait le plus du nuage dominant, afin d'étudier plus en détail l'inventaire et de repérer si certains taxons spécifiques proches des seuils auraient échappé à la sélection automatique des taxons d'alerte pour une raison injustifiée et amendable par expertise.

Les résultats initiaux de la métrique d'altération latéritique sur substrat ultramafique obtenus à partir de la sélection brute de taxons d'alerte par TITAN, extraits de la partie basse de la Figure 40, sont rappelés et zoomés à gauche de la Figure 43, partie a) « Sans expertise ». Les relevés sortant le plus du nuage de réponses les plus habituelles ont fait l'objet d'une attention spécifique visant améliorer par expertise cette liste de taxons d'alerte et à en améliorer la performance au service du futur IDNC.

Nous avons tout d'abord diagnostiqué les 2 cas en bas à gauche du diagramme de répartition des relevés (site x date), pour lesquels l'évaluation biologique paraissait exagérément sévère par rapport à l'absence totale d'altération latéritique observée sur le terrain (classe de colmatage 0, relevé RIL21 et surtout APA11). Ces résultats atypiques ne mettent pas particulièrement en cause la sensibilité de cette métrique latérite, mais suggèrent plutôt l'intervention de facteurs confondants ayant provoqué sa réponse biologique alors que la perturbation qui l'a provoquée est d'une autre nature.

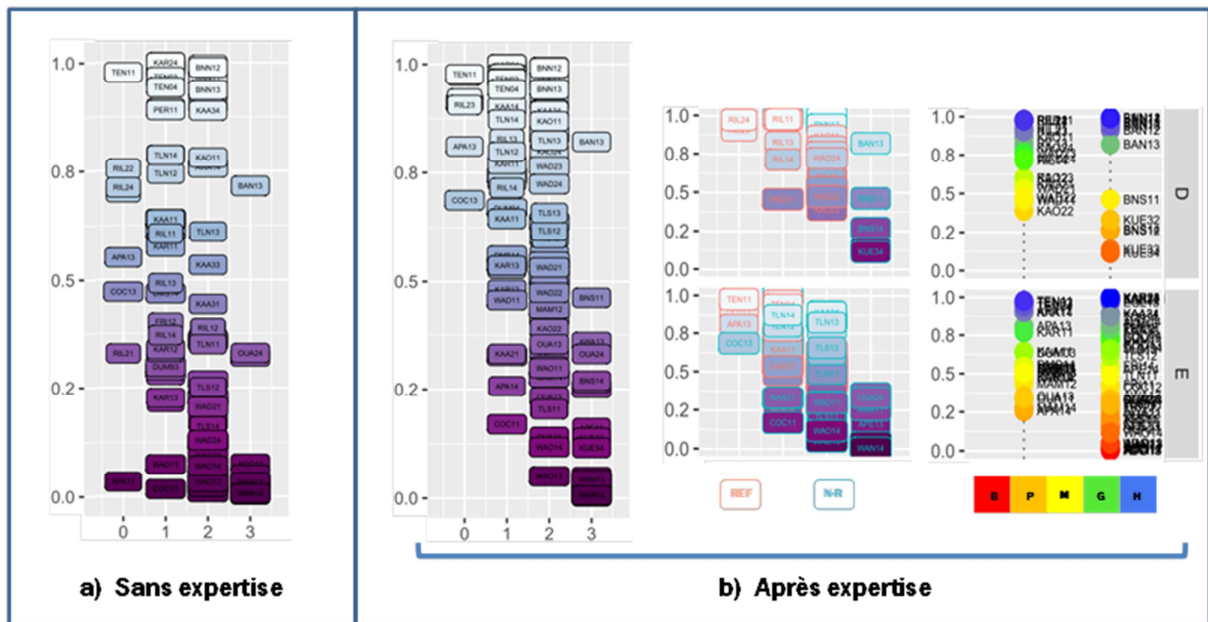


Figure 43 : Résultats de la métrique d'altération latéritique sur substrats ultramafiques : a) sélection d'emblée par TITAN sans expertise ; b) après expertise approfondie

L'expertise a rapidement permis d'avancer des hypothèses explicatives assez probables à ces 2 exceptions. Le cas de RIL21, au décalage biologique moins intense, est probablement lié à la sélection de taxons particuliers du fait d'une contrainte physique générale imposée sur les flores par la forte hydrodynamique de la Rivière des Lacs (l'altération latéritique peut aussi générer des contraintes de nature physique sur certains morphotypes de diatomées...). Il a pu y être remédié de façon assez satisfaisante.

Le cas d'APA11, probablement lié à une confusion avec le signal nickel dissous (plusieurs taxons d'alerte sélectionnés par TITAN apparaissant pertinents à la fois vis-à-vis de ces 2 altérations), a aussi pu être résolu par la suppression d'un ou 2 taxons d'alerte introduisant, sur ce site particulier, une trop forte confusion entre les 2 types d'altérations.

L'idée étant de diagnostiquer l'altération latéritique de manière plus pertinente et sensible, nous avons ensuite réalisé un effort particulier de diagnostic d'inventaires sur les cas de non-déclassement biologique de sites à pression de colmatage latéritique moyenne ou importante (classe 2 et surtout classe 3). L'orientation de l'expertise, à ce stade de la démarche, a consisté à procéder à un rajout sélectif de taxons proches des seuils de sélection de TITAN, afin que la métrique apporte une meilleure réponse biologique à la pression latéritique sur les sites ou la réponse biologique trop faible ne corroborait pas l'observation de pression faite sur le terrain. De fait, le rajout de taxons proches des seuils de sélection par TITAN et repérés comme faisant partie de ces relevés anormalement classés et a permis d'évoluer rapidement vers une **amélioration de la relation pression latéritique-impact diatomique**. Cela démontre que ce maillon est pertinent et sensible pour bio-indiquer une exposition à ce descripteur et que, dans l'absolu et sans se soucier de l'origine des fines latéritiques en question, il est tout-à-fait possible de créer une métrique permettant de diagnostiquer de façon performante les effets de ce type de pression terrigène à l'aide des réponses des communautés diatomiques en termes de composition spécifique (résultats d'étape non présentés ici).

Cependant, cette piste de travail s'est vite révélée être une **impasse vis-à-vis de l'IDNC**, dont l'objectif assigné à la mobilisation du descripteur « colmatage latéritique » serait la mesure d'**altérations anthropiques liées aux activités minières** tout en faisant abstraction de la variabilité biologique de cette métrique dans les contextes naturels de référence.

Ce descripteur d'altération anthropique latéritique représente donc un cas assez spécifique qui nécessite la mise en œuvre de mesures particulières d'expertise. En effet, malgré un certain niveau de variation possible en situations naturelles, les 6 autres descripteurs d'altération anthropique que nous projetons d'utiliser dans l'IDNC présentent tous, dans le jeu de données d'étude, une **gradation nette de niveau de pression** entre les **conditions de référence** et les **conditions fortement impactées par les activités anthropiques**. Cet agencement logique des valeurs au long du gradient présent dans notre jeu de données d'étude permet d'isoler assez facilement la mesure de l'altération anthropique par rapport au niveau de base du descripteur en situations de référence. Même dans les zones ultramafiques, dont le bruit de fond naturel lié aux métaux dissous comme le nickel et le chrome est assez élevé localement, l'altération minière provoque encore une augmentation nette des concentrations et de l'impact sur les flores, au moins sur certains épisodes, ce qui permet d'évaluer l'altération anthropique par rapport à la situation moyenne de référence pour ce contexte particulier.

La situation est différente pour le colmatage latéritique. En effet, cette perturbation peut intervenir de façon tout-à-fait naturelle et intense sur les substrats ultramafiques, même si l'érosion de particules fines liée au cortège d'activités minières est susceptible d'aggraver la situation d'un cours d'eau donné par rapport à l'absence d'activité minière. Selon le cours d'eau et le contexte spécifique de son bassin versant (pentes, couvert végétal plus ou moins dense, régime pluviométrique, crues tropicales...), il est possible même en situation de référence, dans un environnement naturel favorable à l'export de MES, d'observer à peu près la même gradation d'échelle de colmatage latéritique qu'en situations altérées sur un autre bassin versant comportant des altérations minières. En résumé, donc, sur le contexte ultramafique, il est habituel de rencontrer une gradation importante et souvent composite de pression latéritique, une bonne partie d'entre elle résultant d'une érosion émanant du contexte naturel (à laquelle participent aussi des espèces introduites comme cerfs et cochons sauvages...) et une autre partie, d'origine anthropique, qui peut être localisée sur les bassins versants hébergeant des activités minières, mais peut aussi être liée à d'autres pratiques humaines (ex :départs d'incendies volontaires ou accidentels...).

Donc, même si la **fréquence d'apparition des fortes perturbations** peut se poser de façon différentielle entre sites de référence et sites altérés pour la zone naturelle considérée, dans l'absolu et en pratique, l'**amplitude du gradient des situations rencontrées** peut être **presque du même ordre en contexte naturel et altéré** (variation de 0 à 2 ou 3 possible, en échelle d'intensité, selon le contexte local et la date). Comme l'analyse de la dimension fréquentielle à un site donné, ou sur un cours d'eau donné, ou sur une HER donnée, n'apportera pas de solution opérationnelle pour appuyer une évaluation instantanée qui doit être faite à partir de l'analyse de la composition spécifique d'un relevé diatomique prélevé à une date donnée, au stade actuel de faible recul sur les référentiels historiques (on n'a capitalisé, au maximum, que 4 dates sur un site), il importe de trouver une solution de compromis permettant de concilier connaissance scientifique acquise à cette date (c'est-à-dire déjà contenue dans les jeux de données existants) et efficacité opérationnelle vis-à-vis de l'évaluation de cette pression.

Comme nous l'avons constaté dès les premiers essais d'expertise corrective, la réponse de taxons d'alerte à la pression latéritique au sens large devient rapidement de plus en plus convaincante avec une sélection suffisamment exhaustive de taxons d'alerte « latérite », mais en différenciant de moins en moins bien la part de colmatage latéritique d'origine naturelle de celle liée aux activités minières. La description de cette altération dans notre étude n'étant pas prévue au départ, elle a forcément été assez sommaire (échelle semi-quantitative assez simple de colmatage visuel) et, pour des raisons de contexte budgétaire très tendu, n'a pas pu être appuyée d'analyse(s) additionnelle(s) de chimie des particules, ou de l'eau interstitielle du lit de la rivière, ou d'une approche par capteur passif intégratif, nous permettant de spécifier si cette perturbation, et en particulier sa composante d'altération minière, provoquait un surcroît d'influence chimique xénobiotique sur le cours d'eau et ses flores.

D'autre part, concernant l'utilisation de TITAN, cet outil est performant pour réaliser une sélection de taxons selon leur pureté d'affectation à un groupe défini, au niveau de coupe-candidat conduisant à la partition la plus tranchée du taxon vis-à-vis du gradient environnemental étudié, mais sur la base directe du gradient de colmatage latéritique observé sur les sites, pas du tout en fonction du statut de référence ou altéré des sites d'étude.

Donc, sur la base du mode de description de ce gradient par une simple échelle de classes d'intensité de colmatage latéritique, sans expression d'autres différences relatives à ces MES ou à leurs effets, cet outil n'a pas les moyens de discerner s'il existe des conséquences différentes de réponses biologiques en fonction de l'origine naturelle ou minière de ces MES. Il ne saura rien faire d'autre qu'interpréter une réponse intégrée de la distribution de chaque taxon en fonction de l'intensité observée du colmatage latéritique sur chaque relevé (site X date) où ce taxon est représenté.

Au final, si l'on veut évaluer de façon différentielle, à partir du colmatage latéritique, une situation biologique entre des sites anthropisés par l'activité minière et des situations de référence pouvant être tout autant colmatées à certaines dates, il est prudent de ne pas se baser aveuglément sur les sorties de TITAN, et même d'introduire un parti pris d'expertise visant à mieux différencier les flores de sites altérés par rapport aux sites de référence pour les 2 HER les plus concernées (HER D : Plaines du Sud et HER E : Massif Ultramafique).

A cet effet, l'examen-expert de la composition des relevés existants montre que, jusqu'à preuve du contraire, certains taxons sont assez strictement spécifiques de **situations de référence ou très peu altérées par une activité minière** (ex : RIL 1 et 2, WAD 1 et 2, KAO 1 et 2 pour l'HER D, MAM1, DMN et DMS pour l'HER E, KAA1 et TEN1 pour des sites aux bassins versants amont plutôt ultramaifiques et adossés à l'HER E, mais situés géographiquement dans l'HER B « Plaine littorale Ouest »...) ; et ce, même si, au moins sur certains épisodes temporels observés au cours de notre programme d'étude, certains de ces sites de référence peuvent être concernées par une charge moyenne à forte en latérites naturelles.

Par contre, à ce stade, d'autres taxons répondant à la même gamme d'intensité de colmatage ont été repérés comme plus spécifiques de **situations impactées par des activités minières patentes** (ex : ADO1, BAN1, TLN1, OUA2, WAN1, AWA1, WAO1, KAA3 etc...).

Aussi, même si le faible recul disponible ne permet pas encore de garantir à 100% que c'est bien l'origine naturelle ou minière de ces latérites qui conditionne de façon très dominante cette sélection, ou si celle-ci reste aussi sous forte influence du cortège caractéristique du cours d'eau étudié, avec une part d'aléa sur la distribution inter-cours d'eau de certaines espèces, il nous a semblé possible de réaliser une expertise complémentaire des taxons permettant :

- d'en **ajouter certains** à la sélection TITAN (taxons apparemment caractéristiques de **situations impactées par les activités minières**)
- d'en **retirer d'autres** pouvant signer des colmatages latéritiques de moyens à forts, mais **repérés de façon très dominante en contexte de référence ou en environnements plutôt naturels**.

L'expertise réalisée sur cette liste de taxons d'alerte a été faite le plus sérieusement possible en fonction du recul encore limité permis par le jeu de données actuel. Après plusieurs essais consistant à faire évoluer progressivement les listes et à en expertiser pas à pas les améliorations vis-à-vis de l'objectif, les résultats les plus aboutis que nous avons pu obtenir sont présentés en partie b) de la **Figure 43** (partie droite de la figure).

A gauche de la partie b), la comparaison des résultats de la métrique après expertise par rapport aux résultats de la métrique latéritique initiale rappelés en partie a), témoigne de l'amélioration générale de la distribution de l'évaluation des relevés en fonction du gradient latéritique observé.

Les 2 autres sous-figures ventilent les résultats des relevés selon les HER concernées, afin d'accroître la comparabilité interne de chaque graphique (HER D : plaines du Sud, HER E : Massif Ultramafique). La sous-figure du milieu intègre le statut du relevé concerné (liseré et libellé rose : relevé de référence ; liseré et libellé bleu turquoise : relevé prélevé sur un site classique à évaluer).

Même s'il a été impossible d'assurer une ségrégation complète et parfaite des taxons entre taxons de référence et taxons altérés selon la nature du site, la date de relevé et l'évaluation de la pression latéritique observée, il est possible de constater que, malgré la possibilité de rencontrer des notations de 2 ou exceptionnellement 3 pour les sites de référence, la bande de fluctuation de la métrique de notation biologique des sites de référence a plutôt été tirée vers de plus faibles valeurs d'altération et l'atteinte de hautes valeurs d'altération s'est restreinte en termes fréquentiels.

Ce fait est bien confirmé dans la partie droite, avec des résultats d'évaluation sensiblement moins sévères sur la partie des sites de référence que sur la partie des sites d'évaluation.

Cette action d'expertise a donc conduit, dans l'état actuel des jeux de données et sur le plan général, à une amélioration de la discrimination de diagnostic d'impact biologique entre les sites de référence et les sites sous influence minière. Cette fois, les sites de référence ne peuvent plus couvrir la quasi-totalité du domaine des possibles côté évaluation biologique, et cela rend possible l'élaboration de grilles d'évaluation de l'altération latéritique minière relativement opérationnelles, exprimées en EQR par HER (mise en comparaison de la notation diatomique du site avec le niveau moyen de référence interne à la zone naturelle considérée).

Vu les difficultés pré-évoquées, il n'était déjà pas complètement évident *a priori* de parvenir à ce résultat qui constitue une grosse avancée dans le sens de la diversification des métriques de mesure d'impact minier au niveau de communautés multispécifiques.

Cependant, il est clair que ce dispositif d'évaluation latéritique restera sensiblement perfectible à l'avenir en tirant bénéfice de l'augmentation des référentiels.

Comme il reste malgré tout assez difficile par nature de sérier de façon complètement limpide ce qui relève d'une pression latéritique naturelle et d'impacts latéritiques miniers, les 2 induisant déjà une contrainte physique d'abrasion, de turbidité, de recouvrement des flores et de gêne à la photosynthèse produisant des effets comparables, au-delà d'autres types d'influences plus à même de jouer un rôle différentiel, il est arrivé sur certains de nos relevés d'étude (et il continuera d'arriver) qu'**un site de référence sous forte pression latéritique sur un épisode donné** (note de colmatage de 2 ou 3) conduise à un **inventaire diatomique assez sensiblement dégradé** selon la métrique d'altération latéritique.

Dans ce type de contexte naturel et selon les conditions hydroclimatiques de l'épisode temporel considéré, il apparaît normal et inévitable que ce paramètre puisse exercer une forte perturbation biologique à certaines occasions. Ce type de problème peut, de manière générale, être rencontré en bio-indication sur tous maillons biologiques en cas de perturbation inhabituelle, comme par exemple une crue violente et les forçages physiques de différentes natures qui l'accompagnent, un épisode d'étiage extrêmement prononcé accompagné d'une forte élévation de la température de l'eau voire d'une désoxygénation, etc..., qui vont impacter la notation biologique pour d'autres raisons que les altérations anthropiques surveillées par les réseaux.

Ce problème, difficilement évitable sur ce type de métrique qui associe pour partie des effets physiques généraux pouvant faire partie des forçages naturels et une part mal cernée d'effets chimiques, a été clairement identifié dès sa conception. Il ne l'empêche pas de bien fonctionner dans la plupart des situations, mais il va se poser un problème spécifique d'évaluation en certaines circonstances ou des sites de référence auront manifesté une perturbation biologique conséquente.

Ultérieurement, il faudra voir à l'usage s'il est utile ou non d'imaginer un dispositif spécifique d'application d'une exception typologique dans le calcul de l'IDNC pour des sites de référence concernés, dans quelles circonstances il devrait être mis en œuvre et quelles seraient les modalités pratiques concrètes de son application.

V.5.3.4 Listes finales des taxons d'alerte

Les listes de taxons d'alerte intervenant dans les 7 métriques d'évaluation sous-jacentes au calcul de l'IDNC, après l'intervention d'expertise scientifique, sont détaillées par paramètre d'altération dans le Tableau 11 page suivante.

Pour les 5 premiers descripteurs listés (jusqu'au Cr inclus), l'intervention d'expertise a été mise en œuvre *a minima* (simple rachat de taxons ayant échappé à la sélection automatique initiale mais proches des seuils de sélection utilisés par TITAN. Certains de ces seuils ayant d'ailleurs été paramétrés manuellement par l'utilisateur au lancement de l'outil, dans un tel cas, l'opération « d'expertise » s'est simplement résumée à un léger amendement de ces seuils et à vérification couplée de l'amélioration produite sur la métrique de base au(x) sites où elle manquait initialement de sensibilité.

Tableau 11 : Taxons d’alerte par paramètre d’altération utilisés par l’IDNC (taxons d’alerte TITAN + liste complémentaire de quelques taxons d’alerte sélectionnés après expertise).

Type d’altération	Taxons alerte TITAN	Taxons alerte après expertise	Total
<i>Enrichissement trophique</i>			
DBO5	CMEN, CSNU, ESFO, NCRY, NDIS, NLOR, NPAL, PELO, TDEB	EOMI, FIND, NINC	12 (9+3)
NH4	BNEO, CSNU, DOUE, EN09, ESFO, GOAH, MPMI, NAMP, NINC, PLHU, SSEM	BVIT, EOMI, FIND	14 (11+3)
PO4	AC05, ADEG, CSNU, EOMI, GOAH, GSPP, HGHA, HSMO, MPMI, MVAR, NAMP, NINC, NPAL, PELO, PLHU, SJAP, SRUT, SSEM	FIND	19 (18+1)
NO3	AMDI, CSNU, GNEO, NAMP, SSTM	EOMI, FIND, NINC	8 (5+3)
<i>Altération minière</i>			
Cr	ADIN, BANG, CLTR, CPND, DCOS, DEL3, DGAJ, EIGU, EN02, ENDG, ETNS, FNEO, NLEH	CBYA, CPNE	15 (13+2)
Ni	ABLA, ACTR, ADIN , ADPD , AMDI , BANG, CBYA, CLTR, DCOS , DDEL , DLCO, EIGU, EN02, ENDG, ESFO, ESUM, ETNS , FNEO , FPER , FRNA , GNEO, GRIC , KOSA	ANCL, CPNE, DEL3, DELE, DGAJ	19 (14+5)
Fines latéritiques	ABLA, AG17 , ACTR, ADIN, ADPD , AMDI, BANG, <u>BBRE</u> , CBYA, CLTR, CPND, DCOS , DDEL , DGAJ, DNEO, DNEP, <u>EBLN</u> , EIGU, EN02, ENDG, ETNS, FNEO , FRNA , GRIC , <u>GNEO</u> , KOSA, NLEH, SSTM	CPNE	21 (20+1)

Parmi ces taxons expertisés, certains (de type NINC, EOMI, BVIT) sont euryèces, mondialement répandus, adaptables, plutôt inféodés à des situations d’enrichissement trophique et de pollution des cours d’eau, mais aussi sujets à interprétation covariée mettant en jeu plus d’un paramètre d’altération, ceci conduisant à un affaiblissement de leur score Indval sauf pour le paramètre d’altération jugé le plus influent sur eux.

La réponse aux autres gradients, bien qu'évaluée un peu moins pure selon TITAN, était cependant indéniable, mais avait pu de ce fait basculer un peu en-dessous d'un des critères de sélection déterminés par le paramétrage initial. L'expertise ciblée effectuée a donc consisté à en rajouter certains comme taxons d'alerte vis-à-vis d'autres paramètres d'altération ayant exercé sur eux un effet un peu moindre que le paramètre principal initialement sélectionné sous TITAN, mais cependant bien tangible ; le critère de rattrapage ayant tenu à la proximité du seuil de sélection au niveau du critère biomathématique ayant initialement conduit au déclassement du taxon.

Aussi, malgré un certain degré de covariation de distribution lié au faible nombre de relevés les plus pollués (dont en particulier YAH2), le rattrapage de taxons d'alerte s'est appuyé sur le niveau de pureté de réponse du taxon au gradient spécifique sous TITAN et, même si certains taxons sont finalement communs à plusieurs d'entre eux, a conduit à une liste différente par paramètre.

Malgré que les manifestations d'altération toxique par les métaux lourds diffèrent sensiblement du type d'altération précédent, le même type de problème lié à des cooccurrences de descripteurs et à des covariations d'effets aux sites les plus fortement altérés par l'activité minière a été rencontré pour le **chrome dissous**, avec un taxon dont l'augmentation a été principalement attribuée par TITAN au nickel dissous et à l'altération latéritique (taxon euryèce CBYA).

Un autre taxon (CPNE) n'est ressorti d'emblée comme taxon d'alerte pour aucun des descripteurs d'altération toxique, en raison de son caractère « urbain » (occurrence rare dans le jeu de données, mais présence abondante dans un tout petit nombre de relevés pollués). Malgré cette caractéristique de distribution très informative, la distribution générale trop faible de ce taxon dans le jeu de données a pénalisé son score IndVal et sa sélection comme taxon d'alerte vis-à-vis de tout descripteur d'altération toxique.

Concernant l'altération chrome dissous, l'action d'« expertise » s'est donc là aussi résumée à « rattraper » les 2 taxons précités, qui étaient passés juste un peu en-dessous d'un seuil initial de sélection, sans aucune intervention de retrait dans la liste pré-établie.

Les 2 derniers descripteurs d'altération du Tableau 11 (Ni, Lat.) sont ceux ayant nécessité l'intervention la plus conséquente d'expertise. La raison en est que c'est pour ces paramètres que le « bruit de fond » naturel présent en zone ultramafique de Nouvelle-Calédonie est le plus élevé et occasionne le domaine de recouvrement le plus important entre domaine de référence naturel et situations impactées par l'activité minière ; l'altération latéritique étant le paramètre le plus intensément marqué par ce phénomène, donc le plus difficile à évaluer en isolant proprement l'influence des activités anthropiques. La particularité qui en découle est que, pour ces 2 derniers descripteurs, l'intervention d'expertise *a minima*, qui était le principe recherché en priorité, n'était pas suffisante pour rendre l'évaluation performante et robuste.

Dans ces 2 cas, il a non seulement fallu **rajouter des taxons d'alerte** qui manquaient dans la sélection initiale TITAN, afin d'augmenter la sensibilité insuffisante des métriques brutes à ces altérations, mais aussi **supprimer certains taxons** de cette sélection initiale du fait que ces taxons étaient plutôt représentatifs de **conditions de référence** marquées par un **fort bruit de fond sur ces gradients**, en fonction des conditions naturelles locales très particulières associées aux substrats ultramafiques, mais en définitive peu ou très peu inféodées aux situations marquées par des impacts miniers intenses.

Ainsi, afin de mieux isoler la variabilité naturelle en conditions de référence, plutôt importante dans ce contexte naturel, par rapport aux perturbations liées aux altérations anthropiques minières, il a fallu supprimer 9 taxons de la sélection initiale TITAN faisant largement partie des flores de référence pour la métrique nickel dissous, et 8 taxons correspondant au même cas de figure pour la métrique d'altération latéritique.

Les répercussions de l'expertise ont donc été nécessairement beaucoup plus lourdes pour ces 2 derniers paramètres que pour les 5 précédents. Cependant, l'optique de l'évaluation d'état écologique visant à préciser l'intensité de l'altération produite **sur les milieux naturels** par les **effets des activités anthropiques**, et autant que possible, uniquement elles, a nécessité cette intervention-experte plus lourde afin d'adapter la performance de TITAN, qui situe la qualité de distribution de taxons dans un gradient environnemental dans l'absolu (*i.e.* sans aucune référence au statut de référence ou anthropisé des sites), afin de pouvoir obtenir des résultats appropriés dans le cadre d'un dispositif d'évaluation au sens DCE (*i.e.* mesurer une déviation d'état écologique par rapport au niveau de référence adéquat pour la zone naturelle considérée).

V.5.4 Résultats d'évaluation des métriques révisées

La Figure 44 en page suivante présente les résultats bruts des métriques d'évaluation par relevé (site x date) et par paramètre d'altération, **après révision des listes de taxons d'alerte par expertise**. Par rapport aux résultats bruts globaux avant expertise présentés Figure 39, on peut constater l'augmentation de la gamme d'évaluation et le gain de sensibilité des métriques désormais acquises par la plupart des paramètres.

L'évaluation antérieure donnait déjà des résultats satisfaisants pour **PO4, Ni, NO3**. La sensibilité globale d'évaluation a été maintenue. Cependant, l'ajout des taxons par expertise, dont l'effet a été diagnostiqué au cas par cas, améliore la logique d'interclassement de certains relevés et la consistance de la métrique.

Pour la **latérite**, les améliorations ne sont pas non plus très apparentes selon ce type de figuration mais, par comparaison attentive, on peut cependant repérer des changements assez importants d'évaluation site par site, qui correspondent à une meilleure discrimination recherchée entre sites plutôt naturels et sites impactés par les activités minières. L'évolution a donc été expertisée comme très positive entre les 2 versions.

Pour le **chrome dissous** et le **NH₄**, la sensibilité et la portée de la gamme d'évaluation ont été augmentées, avec l'atteinte possible de valeurs de métriques plus proches de zéro pour les sites les plus altérés.

Pour la **DBO5**, malgré qu'une amélioration de la sensibilité soit intervenue sur la version après expertise, cette métrique souffre d'une part d'un déficit de représentation du gradient interne dans notre jeu de données (on passe sans aucune progressivité d'un très grand nombre d'échantillons à valeurs non quantifiables, ou à faibles valeurs à peine quantifiables, à un tout petit nombre d'échantillons à fortes valeurs). Une autre raison de ces résultats moins concluants que pour d'autres paramètres d'altération, déjà évoquée précédemment, réside dans une possibilité d'évolution interne différenciée des échantillons entre le moment du prélèvement de terrain et la prise en charge effective des flacons par le laboratoire d'analyse chimique, difficilement contrôlable, en contexte tropical, sous influence de la distance du site au laboratoire de Nouméa et du climat du moment (*cf* conditions de chaque mission de prélèvement). La variabilité additionnelle inter-échantillon qui en résulte ajoute du flou à la représentation du gradient de DBO5.

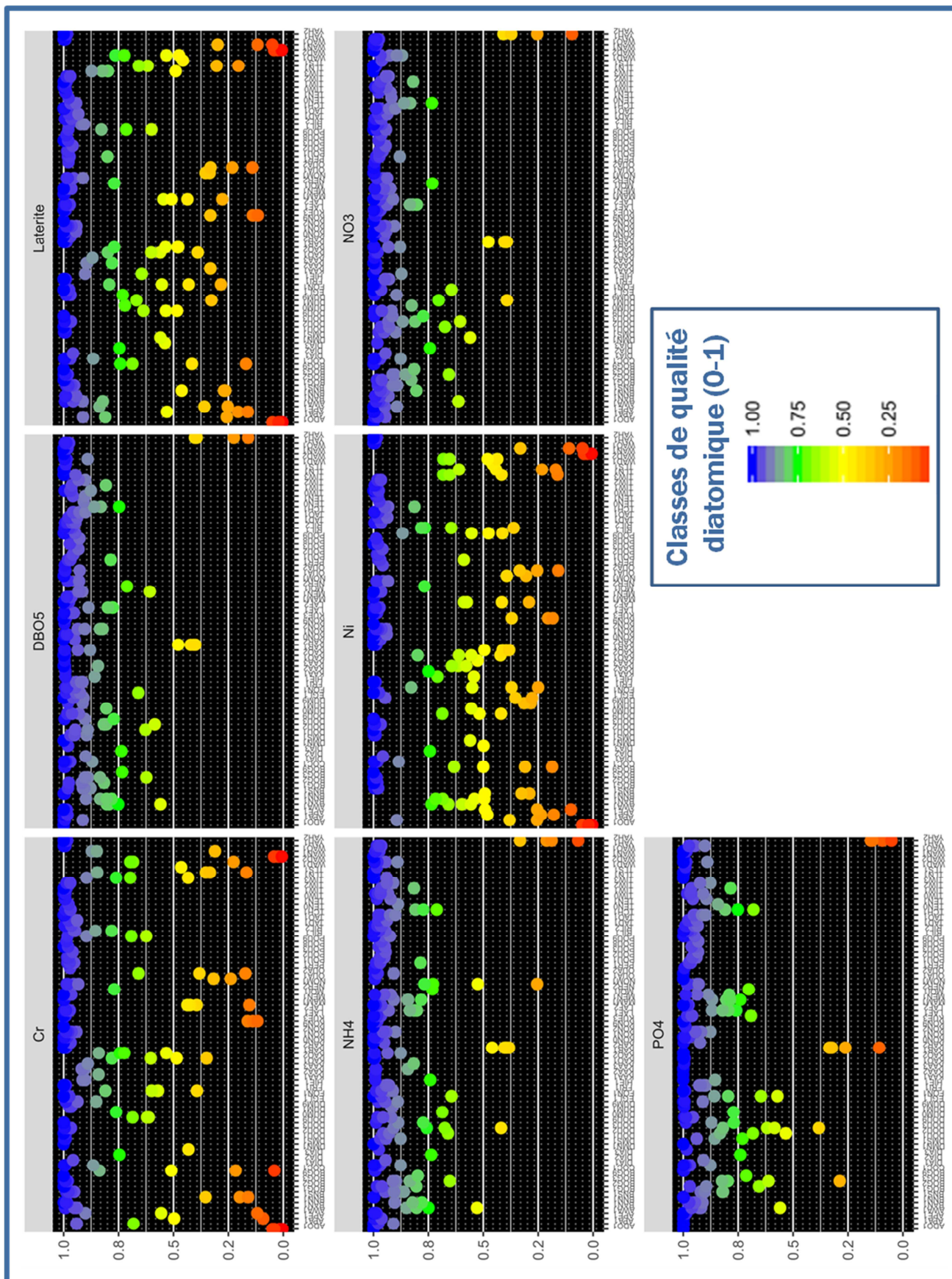


Figure 44 : Résultats des 7 métriques d'altération suite à l'expertise des listes de taxons d'alerte

Cependant, par rapport aux résultats bruts de la métrique DBO5 présentés en Figure 39, il est possible d'observer que les changements—experts réalisés sur la liste de taxons d'alerte ont amélioré l'évaluation par cette nouvelle version de métrique brute DBO5, qui peut désormais atteindre la classe jaune sur certains sites, voire la classe orange sur 2 relevés Yahoué aval STEP (YAH2), les plus fortement impactés par cette altération.

La Figure 45 page suivante reprend la présentation, après intervention d'expertise, des résultats de la Figure 40 (métriques brutes suite à sélection d'emblée des taxons d'alerte TITAN).

Sans entrer dans l'examen détaillé du changement de position relative d'un grand nombre de relevés, l'examen comparatif de la partie haute de la figure (contexte volcano-sédimentaire) permet de juger des résultats de l'apport du petit nombre de taxons d'alerte après expertise qui ont renforcé les listes de taxons d'alerte vis-à-vis des **descripteurs d'enrichissement en nutriments**.

S'il est déjà possible de juger d'une légère amélioration de l'agencement des relevés vis-à-vis de la réponse au gradient de **PO₄**, qui était presque satisfaisante d'emblée, on peut clairement constater que les métriques ont nettement progressé en sensibilité et en capacité de diagnostic des effets de l'altération pour la **DBO5**, le **NH₄** et les **nitrites**.

Pour ces mêmes descripteurs trophiques, on peut faire à nouveau le constat que la réponse biologique apparaît proportionnellement **plus forte en contexte ultramafique** (partie basse de la figure) **qu'en contexte volcano-sédimentaire** (moitié haute de la figure) en fonction du positionnement dans le gradient abiotique, ce qui est à relier avec les caractéristiques ultra-oligotrophiques des flores ultramafiques naturelles. L'effet de l'enrichissement en nutriments sur les flores naturelles de ces milieux sera donc plus net et plus intense. Cette différence de sensibilité intrinsèque au niveau de nutriments, surtout apparente sur le PO₄ et les nitrites, sera corrigée au moment de la création des échelles d'évaluation en EQRs par HER, *via* la prise en compte des références adéquates pour chacun de ces grands contextes naturels.

Il est aussi intéressant de faire un diagnostic attentif de l'amélioration apportée par l'évolution des listes de taxons d'alerte des **altérations minières en contexte ultramafique** (parties basses de la Figure 40 et de la Figure 45).

On peut ainsi constater que la réponse biologique à une concentration mesurée de **chrome dissous** est devenue beaucoup plus convaincante en Figure 45. En effet, plus aucun relevé en correspondance avec des concentrations moyennes ou importantes de chrome dissous analysé ne donne une réponse faible au niveau de la métrique biologique, montrant que l'ajout sélectif de seulement 2 taxons d'alerte supplémentaires a permis de régler les anomalies d'évaluation antérieurement observées.

Ainsi, les relevés évalués les plus sévèrement selon la métrique biologique sont aussi des relevés pour lesquels les teneurs en chrome dissous analysées étaient fortes et concernaient des cours d'eau sous influence minière indiscutable (les 4 relevés ADO1, 3 relevés WAN1, 1 relevé COC1). La relation concentration métallique-réponse paraît aussi mieux agencée (meilleure proportionnalité entre concentration et réponse biologique) qu'avec la métrique brute antérieure.

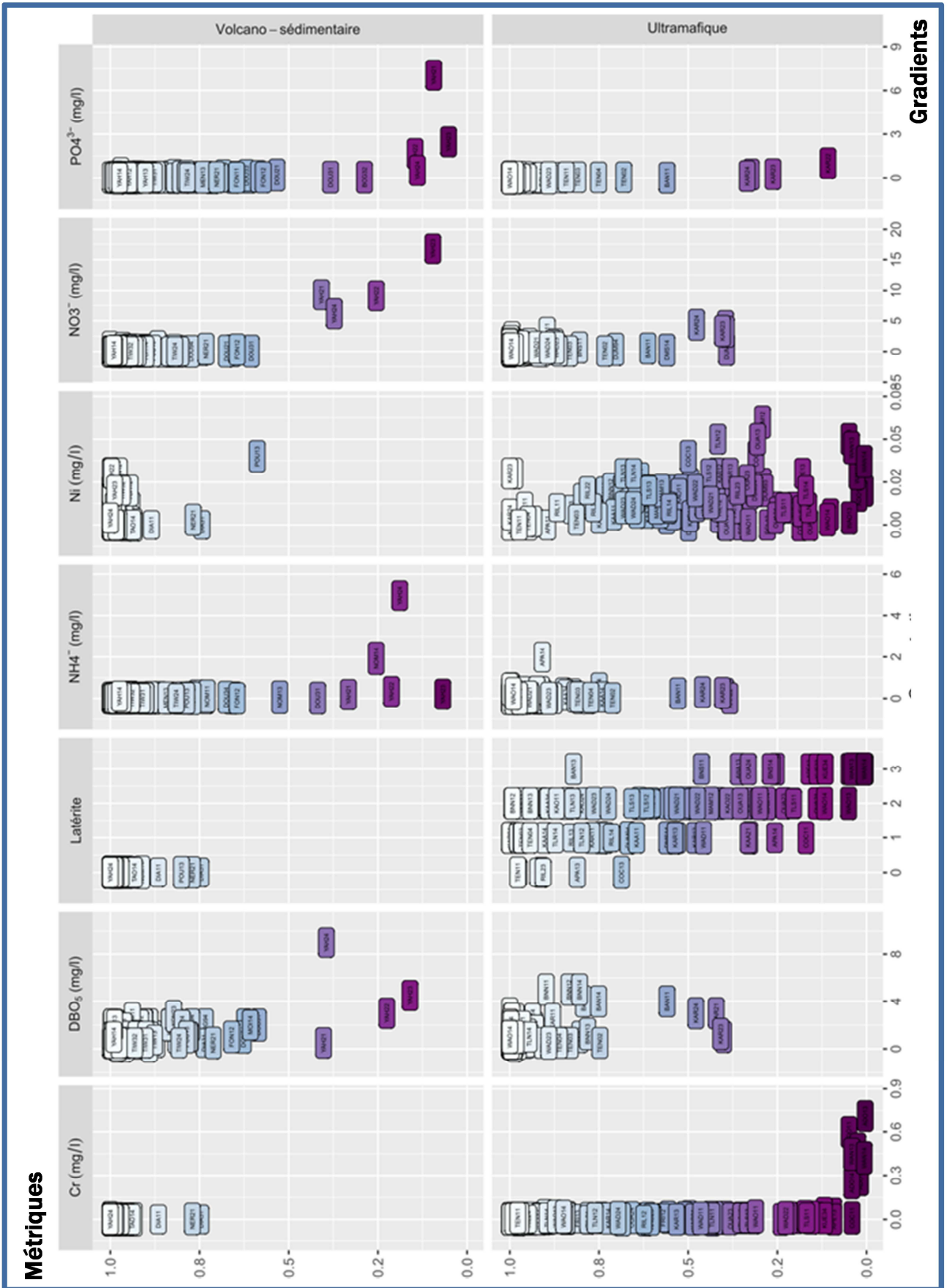


Figure 45 : Résultats des métriques par type de contexte naturel après intervention d'expertise.

Il pourrait être objecté que quelques relevés à faibles teneurs en chrome dissous analysé présentent des notes de métrique biologique chrome déjà très altérées. Mais, comme cela a déjà été évoqué antérieurement, cela souligne à nouveau le gros problème de représentativité temporelle de l'échantillonnage d'eau ponctuel pour bien rendre compte d'altérations de type métaux dissous. En effet, avoir analysé une faible teneur en métal dissous dans un seul échantillon ponctuel réalisé à la date de l'échantillonnage biologique, que l'on réalise en principe dans des conditions hydrologiques stables et hors crues, selon les conditions normatives AFNOR, ne garantit absolument pas qu'il n'y a pas eu de bouffées toxiques à d'autres moments de l'épisode intégré de 2 mois ayant conditionné la composition de l'échantillonnage de biofilm prélevé.

Au final, la liste de taxons sélectionnés par Titan sur le gradient en chrome de tout le jeu de données, complétée *a minima* par l'expertise, rend certainement compte de façon beaucoup plus robuste et fiable des conditions intégrées d'exposition qui ont eu lieu pendant l'épisode de croissance du biofilm qu'un simple échantillon d'eau ponctuel. De plus, les situations présentant des teneurs analysables de chrome dissous au moment du prélèvement d'eau marquent toutes une altération biologique en bonne correspondance avec ce gradient de concentrations, ce qui est le type de résultats que l'on recherche pour une métrique d'évaluation des effets d'une pollution.

Pour le nickel dissous, cette relation entre concentration analysée et résultat de la métrique biologique est aussi devenue plus satisfaisante. En tout cas, les sites aux plus fortes concentrations mesurées ont des réponses biologiques fortes à très fortes, ce qui correspond à la seule vérité vérifiable reliant l'échantillon biologique et l'analyse chimique (ces échantillons biologiques étaient effectivement exposés aux teneurs mesurées en Ni dissous, au moins au moment du prélèvement ponctuel d'eau...).

Malgré l'agencement global assez efficient de cette relation pression-impact, on observe un nuage des possibles un peu plus large, dans cette relation entre nickel dissous et réponse des flores, que pour le chrome dissous, ce qui suggère plusieurs hypothèses explicatives :

- Le fonds géochimique naturel des zones ultramafiques peut être variable selon les conditions locales du bassin (géologie, pédologie, présence d'une cuirasse latéritique ou non, contexte de pentes, etc...), ce qui entraîne un certain niveau de chevauchement entre le domaine de variation naturelle du nickel dissous et le domaine des cours d'eau sous altération minière. En tout cas, malgré ce chevauchement partiel qui est un fait indéniable dans les conditions locales, un constat très positif est que le domaine des **forts niveaux de concentrations constatés** produit une **altération biologique marquée** dans le domaine en bas à droite du graphique (couleur violet moyen à violet foncé).
- La réponse biologique des diatomées au nickel, dans ces conditions ultramafiques locales à bruit de fond naturel important, serait moins nette que celle du chrome (le nuage des réponses aux concentrations est plus diffus), ce qui pourrait être en rapport avec le niveau de toxicité différent qu'exerceraient ces métaux lourds sur les diatomées aux niveaux de concentration rencontrés localement. A noter cependant que l'échelle du gradient de chrome, représentée avec un facteur 10 des concentrations par rapport à celle du nickel, écrase un peu le domaine des variations naturelles (d'où l'impression d'un nuage moins large) et fait ressortir plus nettement quelques relevés sous forte influence minière.

- Comme déjà évoqué au niveau de commentaires réalisés sur des graphiques d'exemples de distribution de taxons vis-à-vis de ces 2 gradients métalliques (sorties TITAN), le graphique du nickel dissous apparaît plus fortement entaché que celui du Cr par le **manque de représentativité temporelle** d'un échantillon d'eau ponctuel pour représenter les concentrations intégrées auquel a été soumis le biofilm pendant toute sa durée de croissance et de sélection spécifique. Cela peut être lié à une solubilité ou à une solubilisation différente de ces 2 métaux selon le contexte géoclimatique local, et/ou d'une origine des arrivées au cours d'eau ne provenant pas forcément des mêmes horizons de péridotites altérées, ou ne suivant pas exactement les mêmes chemins de l'eau... Cependant, malgré ce défaut de représentativité visiblement plus problématique pour le nickel que pour le chrome, on est au moins sûrs, résultat de l'analyse ponctuelle à l'appui, que les relevés pour lesquels on a analysé de fortes teneurs en nickel dissous ont été soumis au moins pendant un temps à ces fortes concentrations analysées. *A contrario*, le fait qu'il n'ait été analysé que de faibles teneurs sur certains échantillons ponctuels d'eau ne garantit en aucune façon que ce site n'a pas été soumis, au moins par moments, à des bouffées de métal dissous capable de provoquer des épisodes de toxicité aigüe et une réponse significative de la métrique biologique nickel.

Au bilan, l'ajout de 5 taxons d'alerte après expertise a amélioré cette relation entre la teneur de l'eau en nickel dissous et la réponse de la métrique biologique nickel dissous pour les quelques relevés qui présentaient des réponses de la métrique jugées insuffisantes par rapport à des teneurs analysées de moyennes à fortes, ce qui était bien le but recherché par ces ajouts ciblés. Nous examinerons un peu plus loin le résultat complémentaire produit par la suppression de certains taxons d'alerte TITAN pour une meilleure différenciation entre sites de référence et sites sous altération minière.

Comme déjà indiqué, parmi les 7 descripteurs de pression anthropique retenus, **l'altération latéritique d'origine anthropique est la plus difficile à évaluer**, du fait du plus fort chevauchement entre domaine de référence et domaine des altérations minières. En effet, le colmatage latéritique est sous une assez forte influence du contexte géologique, pédologique et climatique naturel et, si l'altération minière est susceptible de renforcer le colmatage d'un cours d'eau donné, en intensité et/ou en dimension fréquentielle, par rapport au même cours d'eau qui ne connaîtrait pas cette activité, il existe aussi une **forte variabilité inter-cours d'eau de la pression de colmatage naturel** en fonction du contexte naturel du bassin versant.

Le but d'une métrique utilisable en bio-indication n'est donc pas de produire la **meilleure réponse au colmatage latéritique dans l'absolu**, mais d'arriver à mieux évaluer les changements de flore provoqués par les conséquences d'**altérations latéritiques issues de l'activité minière**, par rapport au **colmatage latéritique naturel** associé aux zones ultramafiques.

Dans cette optique, outre l'ajout de 4 taxons après expertise, qui visait à améliorer l'évaluation de quelques relevés à réponse biologique insuffisante, l'effort principal d'expertise, qui a été conditionné notamment par le résultat de la métrique brute de la Figure 40, a été consacré à la suppression de 8 taxons d'alerte sélectionnés par TITAN comme répondant au gradient latéritique, mais semblant plutôt caractéristiques des flores de sites ultramafiques de référence.

Cette stratégie part du présupposé que si, pendant le programme, nous n'avons pas pu obtenir les éléments objectifs permettant de différencier les latérites d'origine naturelle des latérites d'origine minière, sur le plan qualitatif comme sur le plan de la façon dont s'applique l'impact physique qui y est lié, **les taxons présents dans le cours d'eau sont aptes à percevoir et à rendre compte de ces différences**. De fait, certains taxons tolérants au gradient général de colmatage latéritique (donc sélectionnés par TITAN) semblent spécifiques de bassins versants de référence ou très naturels, d'autres sont plus typiques de bassins sous impact latéritique d'origine minière. La suppression par expertise de 8 taxons identifiés par TITAN, qui a travaillé à l'aveugle par rapport à l'origine différenciée du gradient de colmatage (il n'était pas possible d'introduire une référence à l'origine naturelle ou anthropique des fines latéritiques en cause dans ce type d'analyse), a été faite en prenant le parti de **mieux différencier flores de référence – flores altérées**.

Par comparaison entre la Figure 40 et la Figure 45, et sans empiéter sur le commentaire de la différenciation entre sites de référence et sites altérés, qui sera abordé plus clairement à partir de la Figure 46, on peut déjà constater en partie basse de la Figure 45, dans le bloc correspondant à l'altération latéritique en contexte ultramafique, une nette amélioration des **anomalies qui se traduisaient au départ par de « faux-positifs »** dans les secteurs de la classe 0 et de la classe 1 du gradient de colmatage (Figure 40). Autrement dit, malgré que l'objectif premier de ces suppressions de taxons n'ait pas été orienté de cette façon (il s'agissait plus de retirer des taxons typiquement associés à des situations de référence soumises à une pression latéritique naturelle), la métrique d'altération latéritique présentée s'en trouve **très sensiblement améliorée**, procurant une qualité de réponse biologique nettement plus reliée à l'observation de l'état de colmatage effectif du site à la date du prélèvement biologique. C'est un élément très positif, qui a fait évoluer cette métrique dans le sens de ne pas indiquer une perturbation d'origine latéritique (qui, contrairement aux bouffées de métaux dissous, laisse des traces visibles et durables dans le milieu...) quand un tel colmatage n'a pas été observé dans le milieu.

Cette amélioration tangible par rapport à l'objectif confirme la pertinence de l'expertise ayant conduit au retrait de ces 8 taxons d'alerte, qui étaient probablement porteurs d'une confusion de message en liaison avec la co-occurrence statistique de manifestations à la fois latéritiques et de métaux dissous sur de mêmes sites. En effet, ces taxons étaient très probablement plus indicateurs d'effets de toxicité par les métaux (pas forcément bien restitués par les données d'analyses) que d'un effet de colmatage, plus directement vérifiable en fonction de la meilleure représentativité temporelle de l'observation faite sur le terrain.

La **Figure 46** en page suivante présente les résultats séparés d'évaluation de chaque **métrique élémentaire d'altération** pour chaque **HER de la Grande-Terre** (de l'HER B à l'HER G, cf. bandeaux grisés complètement à droite de la figure). L'évaluation séparée des altérations en fonction de l'HER permet d'étudier sur une base comparable l'évaluation des sites situés dans un même ensemble naturel homogène.

Cette figuration présente de plus l'avantage d'isoler, pour chaque métrique d'altération biologique, l'évaluation des sites de référence de cette HER (partie gauche pour chaque paramètre) et l'évaluation des sites à surveiller (partie droite pour chaque paramètre).

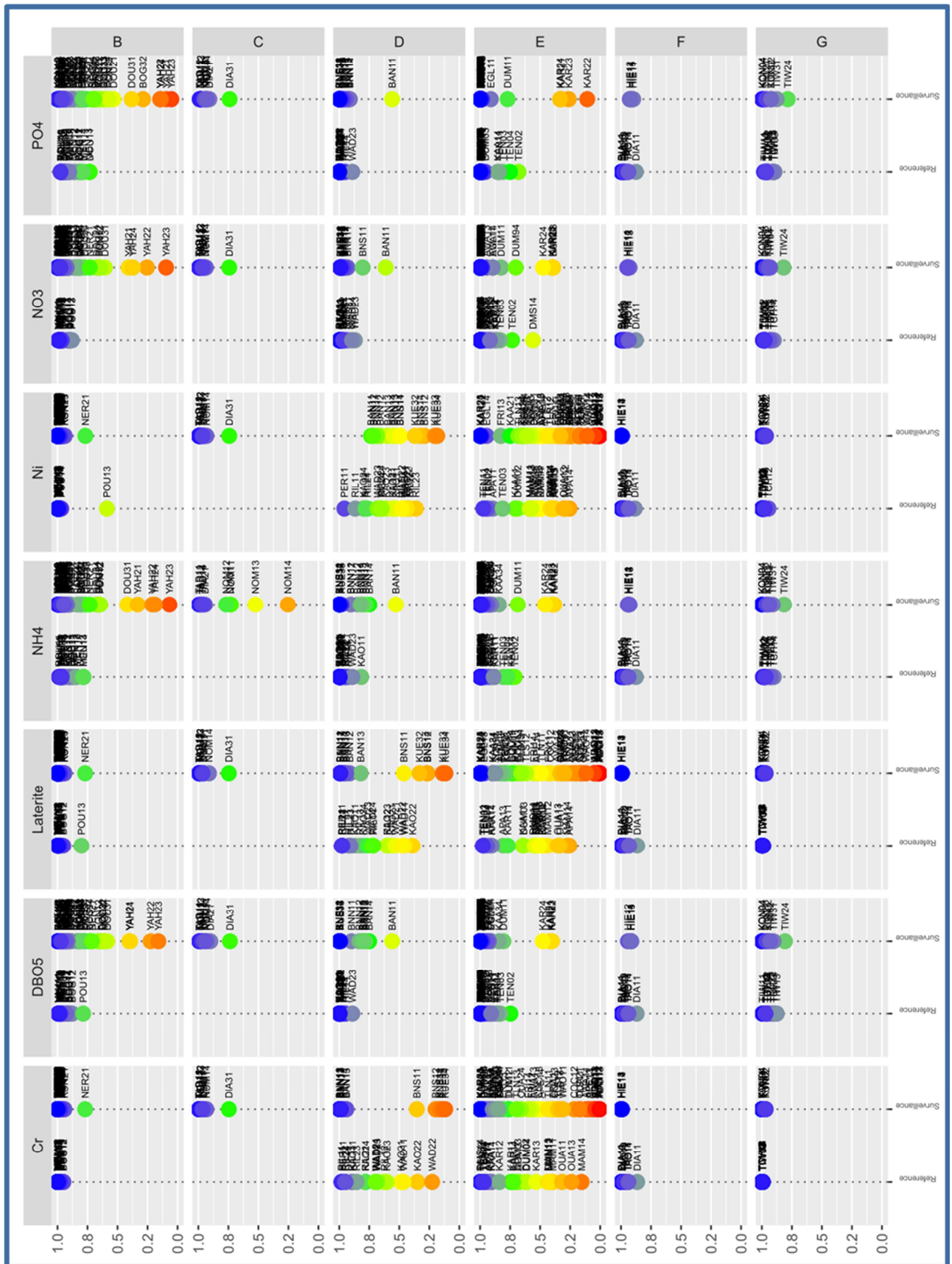


Figure 46 : Résultats des 7 métriques biologiques par HER, séparant les sites de référence des sites à évaluer.

Dans l'optique de l'élaboration d'un système d'évaluation d'état écologique adapté au contexte naturel de Nouvelle-Calédonie, ce zonage abiotique permettra aussi d'établir un niveau de référence moyen pour chaque zone naturelle, puis à comparer ensuite les sites à évaluer aux conditions de référence «adéquates» pour l'ensemble naturel considéré (cf. procédures d'évaluations préconisées par la DCE).

Le logigramme conduisant à la définition des HER de Nouvelle-Calédonie a été donné en Figure 9 et leur implantation cartographique a été présentée en Figure 10. S'y reporter pour plus de détails.

En partie basse de la Figure 46, les résultats d'évaluation par métrique rendent bien compte du caractère montagneux et très peu anthropisé des HER F « Massif du Mont Panié » et G « Chaîne Centrale ». En effet, les relevés de ces 2 HER, qu'ils soient de référence ou à évaluer, ne manifestent pas d'altération particulière vis-à-vis des 7 descripteurs d'anthropisation, à part un léger effet d'altération trophique sur le relevé TIW2 à la 4^{ème} campagne (DBO5, NH₄, NO₃, PO₄), qui ne sort cependant pas du Bon État, sur la base de la grille indicative d'évaluation d'état utilisée pour ces métriques.

Les HER B « Plaines Littorales de l'Ouest » et C « Collines Schisteuses de la Pointe Nord », qui appartiennent aussi au contexte géologique volcano-sédimentaire au sens large, représentent des situations à faible relief, habitables et plus sujettes à diverses activités anthropiques (pollutions domestiques de tribus, de villages et de villes, pollutions agricoles et d'élevage...) qui sont surtout génératrices d'un enrichissement des cours d'eau en nutriments.

Nota : Certains sites de l'HER B sous influence de conditions ultramafiques amont, souvent en provenance de l'HER E « Massif Ultramafique », ont été clairement repérés au cours de l'analyse de biotypologie. Présentant une flore de type ultramafique et souvent sous l'influence d'altérations minières liées à l'exploitation de massifs ultramafiques résiduels, les sites des cours d'eau concernés (cf. liste dans l'encart p 111) ont été rattachés à l'HER E pour l'évaluation, opération réalisée avant la production de cette figure.

L'aménagement d'évaluation pré-indiqué en **nota** ayant été mis en place, les sites restant affectés à ces HER B et C pour l'évaluation (voir les 2 premières lignes en haut de la Figure 46) ne sont donc pratiquement pas concernés par les influences floristiques ultramafiques ni par les activités minières. On peut y constater qu'il n'y aura *a priori* pas de problème pour une évaluation judicieuse des altérations trophiques sur ces 2 HER, les relevés des sites de référence obtenant des notations de qualité de bonnes à élevées avec ces métriques selon les campagnes. Dans l'HER B, c'est le site YAH2 à l'aval de la STEP de Nouméa, site le plus pollué par les nutriments de tout le jeu de données d'étude, qui impacte le plus fortement les 4 métriques DBO5, NH₄, NO₃ et PO₄.

Outre ce site sous l'effet d'une pollution composite de STEP particulièrement intense, certains relevés réalisés sur d'autres sites (DOU2, DOU3, BOG3) marquent aussi certaines métriques, bio-indiquant ainsi un impact anthropique. Pour l'HER C, le site NOM1 marque plus ou moins la métrique NH₄ aux 4 dates. Enfin, le relevé DIA31, site aval de la Diahot situé à faible altitude, marque une notation biologique un peu altérée vis-à-vis des 4 descripteurs trophiques, la raison de cette perturbation pouvant trouver son origine dans l'épisode de déficit pluviométrique particulièrement marqué qui était en cours lors de la 1^{ère} campagne de prélèvement, affectant les températures *in situ* et probablement la loi de dilution (très faible débit) par rapport à la situation habituelle du cours d'eau sur ce site proche de la zone d'influence littorale.

L'examen des résultats de l'HER ultramafique D « Plaine du grand Sud » et de l'ensemble [HER E « Massif Ultramafique » + « sites de l'HER B repérés sous influence ultramafique amont »] révèle que ces zones naturelles ne posent pas de problème particulier de sensibilité pour l'**évaluation trophique**. Au contraire, leur flore ultra-oligotrophe répond, de façon plus sensible qu'en contexte volcano-sédimentaire, à d'assez faibles concentrations en nutriments.

C'est en particulier le cas du relevé BAN1 sur tous les descripteurs trophiques, site marqué par le rejet de lagunage d'une base-vie minière qui, malgré son niveau modéré d'enrichissement, provoque une réponse trophique nette des flores diatomiques de cette rivière. L'implantation de colonies bien visibles d'algues vertes dans le lit du cours d'eau confirme par ailleurs l'élévation de son niveau trophique en rapport avec la présence des exutoires de la base-vie. Pour les relevés KAR2 rattachés à l'HER E, les altérations biologiques constatées sont bien en rapport avec des pollutions anthropiques connues, en lien avec l'agglomération de Païta et les pollutions que génèrent les pressions anthropiques du secteur.

Toujours dans ce contexte des 2 HER ultramafiques (HER D et «HER E + sites de l'HER B rattachés»), il est particulièrement intéressant d'étudier plus attentivement les résultats d'évaluation des **altérations minières**. Ce type d'évaluation d'impacts toxiques et physiques constitue à la fois une originalité liée au contexte particulier rencontré sur place en Nouvelle-Calédonie et, à notre connaissance, une première en matière de bio-indication phytocénotique des altérations minières.

On peut tout d'abord constater que, s'agissant d'un contexte naturel à bruit de fond important en métaux lourds (Ni, Cr) et en pression de colmatage latéritique, il est possible de rencontrer, y compris en contexte pouvant être considéré comme « de référence » pour de telles zones, une gamme plutôt large des possibles en matière de niveaux d'évaluation biologique, selon les caractéristiques des sites et les dates des épisodes suivis. Le bruit de fond assez élevé en métaux lourds et en latérites est une originalité locale liée à l'affleurement en surface de substrats ultramafiques originaires du manteau terrestre. Cette particularité géologique et de composition de substrats génère des forçages environnementaux importants qui ont forcément contribué, au cours des temps, à la sélection d'espèces locales plus tolérantes à ces conditions très spécifiques (d'où l'endémisme de nombreuses espèces caractéristiques du contexte ultramafique) et se révèlent fortement structurants pour les flores naturelles (fait très clairement observé au cours de l'étape de biotypologie). Et il est clair aussi que les espaces « naturels » des zones ultramafiques subissent un certain niveau de pression diffuse par des animaux sauvages, des incendies, etc..., variable selon les endroits, qui favorisent l'érosion et contribuent aussi, même en contexte « naturel » actuel, à augmenter le bruit de fond métallique et latéritique par rapport au niveau pristine.

Ce contexte naturel local est enfin soumis à d'importantes variabilités temporelles en fonction des conditions hydroclimatiques de l'année et/ou de l'épisode temporel considéré, conduisant à une variabilité naturelle assez importante des 3 descripteurs utilisés pour caractériser les gradients environnementaux « miniers », y compris sur sites de référence.

Par conséquent, dans ce contexte naturel particulier, il sera forcément un peu plus difficile de parfaitement sérier ce qui relève du **domaine de variation naturel** de ce qui résulte d'un **apport anthropique généré par l'activité minière**.

En effet, les 2 composantes de ces perturbations vont être assez variables et en partie superposables selon l'épisode hydro-climatique en cause (cf saison sèche *versus* saison humide) et selon le niveau spécifique de perturbation minière qui s'est exercé ou non sur l'épisode en site de type minier.

De fait, sur les 2 lignes du milieu de la Figure 46 (HER D et E), on peut constater que selon les sites et les dates, les relevés de référence peuvent donner une évaluation variant entre une absence totale d'impact apparent et des notes de métriques biologiques sensiblement altérées pour les 3 descripteurs d'altération minière sélectionnés, rendant à l'évidence l'exercice d'évaluation d'impact anthropique plus difficile que pour des descripteurs de pression trophique.

Comparativement, sur sites de référence de toutes HER exposés à des teneurs en nutriments plutôt faibles, l'évaluation d'enrichissement trophique révèle la plupart du temps des flores diatomiques en très bon état (couleur bleue), et ne produit qu'exceptionnellement des évaluations inférieures au bon état (en-dessous de la couleur verte).

Autrement dit, dans ce contexte géologique qui présente un bruit de fond visiblement important en métaux lourds et en particules fines latéritiques, il est normal d'être confronté à un niveau de base naturel assez fortement variable selon les caractéristiques géologiques, pédologiques ou édaphiques locales du bassin et le profil pluviométrique et hydrologique de l'épisode temporel considéré. Il sera donc inévitable d'avoir, au moins à certains moments provoquant une exposition naturelle plus forte (épisodes temporels marqués de pluies, de migrations latéritiques et de bouffées de métaux dissous), des relevés de sites de référence apparaissant dans un état perturbé.

Pour élaborer un système d'évaluation dans ces conditions, il faudra tenir compte de cette assez grande variabilité possible d'évaluation en sites de référence au moyen de la statistique de notation des relevés de référence, et adopter une profondeur de la classe de très bon état (classe bleue) s'appuyant de façon statistique sur le domaine de variation habituel de la métrique considérée sur les sites de référence ; cette limite de classe étant ensuite utilisée comme point d'ancrage servant à la construction des grilles d'évaluation en EQR pour ces HER. Dans le cas d'un descripteur fortement variable y compris en conditions naturelles, la classe de très bon état devra forcément couvrir un domaine plus large et sa limite inférieure s'en trouvera abaissée.

On peut donc aussi remarquer sur cette figure que pour les 3 descripteurs (**Cr dissous, Ni dissous, latérite**), si la gamme d'évaluation respective des relevés de référence et de sites susceptibles d'être impactés peut se recouvrir de façon notable selon les sites et les campagnes de prospection (du bleu au jaune, avec exceptionnellement l'atteinte de la classe orange pour un tout petit nombre de relevés de référence), les **sites sous altération minière** ont un domaine d'évaluation **plus large, pouvant descendre jusqu'aux valeurs les plus basses de la métrique considérée** (classe d'évaluation en mauvais état, de couleur rouge, ces 3 métriques pouvant de plus atteindre dans cette classe des valeurs très proches de zéro).

Bien qu'une perturbation d'origine naturelle, toujours possible (ex : crue accompagnée de bouffées latéritiques et/ou de métaux dissous toxiques) puisse provoquer un certain niveau d'altération biologique sur certains relevés de référence de ce contexte ultramafique, la partie des plus fortes valeurs du gradient sera uniquement rencontrée sur sites soumis aux altérations minières, et l'**atteinte de valeurs sensiblement altérées** sera **beaucoup plus fréquente** sur **sites soumis à activités minières** que sur **sites de référence** pour ce contexte.

Pour résumer ce qui précède, même si l'on est confrontés à une notation biologique **plus variable**, en sites ultramaïques de référence, vis-à-vis des **3 descripteurs d'altérations minières** que vis-à-vis de l'évaluation **d'altérations de type trophique**, les différentiels de valeurs atteintes dans les gradients d'une part, et d'intervention fréquentielle de hautes valeurs d'altération d'autre part, qui interviennent entre sites de référence et site soumis à pression minière, ménagent malgré tout la possibilité **d'évaluer de façon relativement robuste** les effets des **altérations d'origine minière**.

Au final, la **Figure 46** illustre et résume de façon assez complète les grandes différences de types et de gammes d'altérations rencontrés entre les différentes HER, ainsi que de la marge de variabilité du niveau de référence interne à chacune des HER par métrique biologique d'altération. Son contenu permet déjà de préfigurer sur quelle base il sera possible d'établir l'IDNC (*i.e.* les 7 métriques d'altération) et le système d'évaluation des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie (*i.e.* comparaison entre situations de référence et situations à évaluer), en se basant sur la trame amendée des 6 HER représentées sur la Grande Terre).

V.6 Évaluation en EQR par métrique d'altération

V.6.1 Discussion des principes généraux d'évaluation

V.6.1.1 *Principes*

Bien que la DCE n'ait pas force d'application en Nouvelle-Calédonie, il semble cependant intéressant de décliner localement un principe novateur qu'elle a préconisé depuis sa mise en place, qui vise à caler spécifiquement la grille d'évaluation appliquée à un ensemble naturel homogène en fonction de l'évaluation des sites et/ou relevés de référence internes à cette zone naturelle.

L'application de ce principe nécessite cependant de clarifier 2 aspects pour sa déclinaison adéquate dans le contexte local, à savoir :

- **Quel découpage en sous-ensembles naturels homogènes adopter ?** Pour mémoire, plusieurs types de démarche ont déjà pu être employées dans ce but selon les États-Membres sur l'espace européen continental, ou dans les DOM et autres contextes ultramarins, à savoir : **1)** un découpage en grandes entités naturelles définies sur la base de critères complètement abiotiques de zonage (démarche de construction d'hydroécorégions abiotiques, ou HER), **2)** un découpage permettant de déduire l'homogénéité de conditions naturelles s'imposant dans les milieux par la typicité des flores qu'ils hébergent (démarche appuyée en premier lieu sur une biotypologie de flores naturelles), **3)** des démarches composites mobilisant pour partie ces 2 types d'approches (entrée par les conditions abiotiques, entrée par la structure des communautés, puis synthèse s'appuyant sur ces 2 types de démarches pour adopter un dispositif opérationnel le plus simple possible), et enfin **4)** : approche *a posteriori* (sur la base du résultat d'une méthode indicielle pré-existante ou nouvellement créée), se basant uniquement sur le niveau et la variabilité de notation de l'outil indiciel en situations de référence pour définir des zones d'application en fonction de l'homogénéité de la variabilité de métrique, permettant l'application de grilles d'évaluation adéquates sur les sous-ensembles ainsi définis.

La DCE n'impose pas un modèle particulier, mais demande à chaque État-Membre de justifier et de légitimer le choix fait dans son propre contexte. Pour mémoire, la déclinaison de l'IBD en France métropolitaine s'est appuyée sur une approche mixte de type 3 consistant en une simplification de la trame abiotique HER, les regroupements d'HER s'appuyant sur 5 types de communautés diatomiques (ou biotypes diatomiques) de référence. La démarche adoptée aux Antilles a été un mix d'une approche de type 1 et de type 4. La démarche très simple adoptée à la Réunion, de type 4, s'est principalement appuyée sur la variabilité de notation naturelle de l>IDR en fonction de caractéristiques essentiellement climatologiques pour mettre en place une zone Est « au vent » et une zone Ouest « sous le vent ». Il ne ressort donc pas forcément de doctrine dominante ou donnant *a priori* de meilleurs résultats qu'une autre, l'important étant de mettre en place un système bien adapté au contexte local et suffisamment simple pour rester opérationnel.

- **De quelle façon construire et appliquer des grilles d'évaluation à partir de descripteurs statistiques des conditions de référence internes à la zone.** Là aussi, plusieurs solutions différentes ont déjà pu être imaginées et mises en œuvre, avec leurs avantages et leurs inconvénients, afin d'utiliser les conditions de référence pour la construction de ces grilles (systèmes basés sur une valeur moyenne ou sur une valeur médiane de référence, limite inférieure de la classe de TBE basée sur quel percentile en fonction des conditions locales et de la variabilité interne à la zone etc...). De fait, des déclinaisons méthodologiques faites dans les DOM ont été différentes de ce qui a été mis en pratique en métropole, en fonction de conditions bioclimatiques ayant influé sur les caractéristiques des jeux de données locaux et de problèmes spécifiques que leur structure pouvait générer. Là aussi, l'important est que le système construit à partir des conditions de référence donne satisfaction dans le contexte local, et qu'il présente à l'usage une mise en œuvre assez simple.

V.6.1.2 Assise géographique de l'évaluation, particularités de rattachement

L'étude locale qui visait à mettre en place les HER de Nouvelle-Calédonie, réalisée par Biotop et Asconit en 2011, s'est appuyée sur divers descripteurs des environnements abiotiques (géologie, pédologie, pluviométrie, hydrochimie, régime thermique...) pour établir la typicité et le zonage géographique de ses 7 entités naturelles homogènes, dont 6 seulement concernent la Grande Terre. Les différentes analyses de données réalisées dans le cadre du présent programme (ACP globale et restreinte, biotypologie des assemblages diatomiques) ont confirmé la bonne consistance d'ensemble de cette classification. Elle constitue donc une trame *a priori* intéressante pour évaluer de façon judicieuse et différenciée les cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, en fonction des spécificités de leur environnement naturel, dans la plupart des situations.

Un problème repéré, qui peut cependant poser problème pour l'évaluation judicieuse d'état écologique, concerne la délimitation de l'HER B (plaines littorales de l'Ouest), qui regroupe dans un même ensemble géographique des bassins hydrographiques dont les conditions géochimiques et hydrochimiques amont sont hétérogènes, certains étant issus de formations volcano-sédimentaires et d'autres de petits massifs ultramafiques relictuels. Ces différences de substrats géologiques amont conditionnent dès la tête de bassin la nature des types de flores présentes qui, propagées vers l'aval avec la dérive naturelle, confortent la résilience de la communauté-type du cours d'eau amont.

Or la biotypologie (cf chapitre IV.3) a bien révélé que ces 2 grandes catégories d'environnements géologiques conditionnent fortement la sélection des flores naturelles de Nouvelle-Calédonie qui, en fonction de ce type d'influence, se clustérisent différemment dès le 1^{er} niveau de coupe de l'arbre de classification.

La sensibilité naturelle aux nutriments de ces 2 types de communautés est différente, leur sensibilité-tolérance aux concentrations de métaux lourds dissous aussi (cf commentaires d'exploitation de la Figure 46). Certains cours d'eau de l'HER B ont des flores volcano-sédimentaires typiques de cette zone, d'autres sous influence amont ultramafique ont des flores plutôt inféodées à ce type de substrat.

Au bilan, même si les descripteurs abiotiques pris en compte pour typifier les HER présentaient des similitudes sur cette zone naturelle délimitée sur la base de ses coordonnées géographiques (notamment versant sous le vent, régime thermique et pluviométrique qui en dépend, gamme d'altitudes, géologie-pédologie du bassin versant à la station etc...), cette HER représente un espace géographique hétérogène du point de vue floristique, et cette différence biotypologique est forcément à prendre en compte pour la production d'une évaluation judicieuse. Il a donc été décidé au final d'évaluer sur une base différente les cours d'eau de l'HER B présentant ces différences géochimiques et biotypologiques, selon le principe d'affiliation ressortant à la fois de la biotypologie et de l'étude de la projection des sites dans 2 analyses multivariées (ACP restreinte et AFC). Ce dispositif, testé en amont, a déjà servi comme base de travail pour l'élaboration de la Figure 46, qui présentait les résultats des métriques biologiques prenant en compte une affiliation différenciée des stations de cette HER.

Au final, le zonage naturel adopté pour l'évaluation des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, tel que présenté en Figure 9 et Figure 10, s'est très largement basé sur les 6 entités d'HER implantées sur la Grande-Terre (de l'HER B à l'HER F). Les stations des cours d'eau sont géographiquement rattachées à leur HER d'origine tel qu'indiqué dans le Tableau 1, à l'exception de 23 sites d'étude géographiquement rattachés à l'HER B, mais repérés à l'issue de l'analyse biotypologique comme fortement marqués par des **flores de type ultramafique**. Ces 23 sites ont ainsi été rattachés à l'**HER E « Massif Ultramafique »** pour la construction du système d'évaluation finalement proposé, à savoir pour l'élaboration et l'application des grilles d'évaluation en EQR par métrique individuelle d'altération d'une part, puis pour le calcul final de l'IDNC.

En simple rappel de l'encart de répercussions opérationnelles situé en p 111, ces 23 sites sont les suivants : DMN1, DMS1, DUM0, DUM1, DUM9, AWA1, WAO1, KAR1 et KAR 2, COC1, TLN1, TLS1, APA1, EGL1, APE1, KAA1, KAA2, KAA3, FRI1, OUA1 et OUA2, TEN0 et TEN1.

V.6.2 Méthode de construction des grilles d'EQR

La construction de grilles d'EQR (« **E**cological **Q**uality **R**atio » selon la DCE soit, en français, équivalents de qualité écologique), normés de 0 -altération maximale- à 1 -qualité équivalente à la condition de référence-, revient à re-normer les métriques biologiques individuelles brutes d'altération anthropique, tel que présenté en Figure 44, Figure 45 et Figure 46, par rapport à la variabilité naturelle de cette métrique en « condition de référence adéquate » pour la zone naturelle homogène considérée.

Si la DCE a introduit cette notion de « **référence adéquate** » pour une mesure judicieuse du niveau d'altération anthropique, elle ne va pas jusqu'à prescrire une solution précise et unique qui pourrait donner satisfaction dans toutes les situations. En effet, la conception de chaque système reste de la responsabilité de l'État-Membre ou des autorités localement compétentes qui, pour ce faire, devront prendre en compte le contexte local et des contraintes spécifiques posées par la structuration de leur propre jeu de données. En pratique, il peut être imaginé différentes solutions pratiques permettant de comparer un site à évaluer au niveau de référence adéquat, qui peuvent faire recours, selon le cas, à différentes valeurs statistiques relatives à cette condition de référence. La DCE n'est de toute façon qu'une référence indicative pour la Nouvelle-Calédonie. Le travail amont pour proposer un système bien adapté aux particularités du contexte local, qui présente une bonne traçabilité dans sa conception et qui puisse être efficient sur le plan des résultats, a nécessité une réflexion spécifique dont les éléments fondateurs, largement inspirés des principes résumés en Figure 47 ci-dessous, ont cependant nécessité quelques adaptations en fonction de particularités locales, qui seront détaillées ensuite.

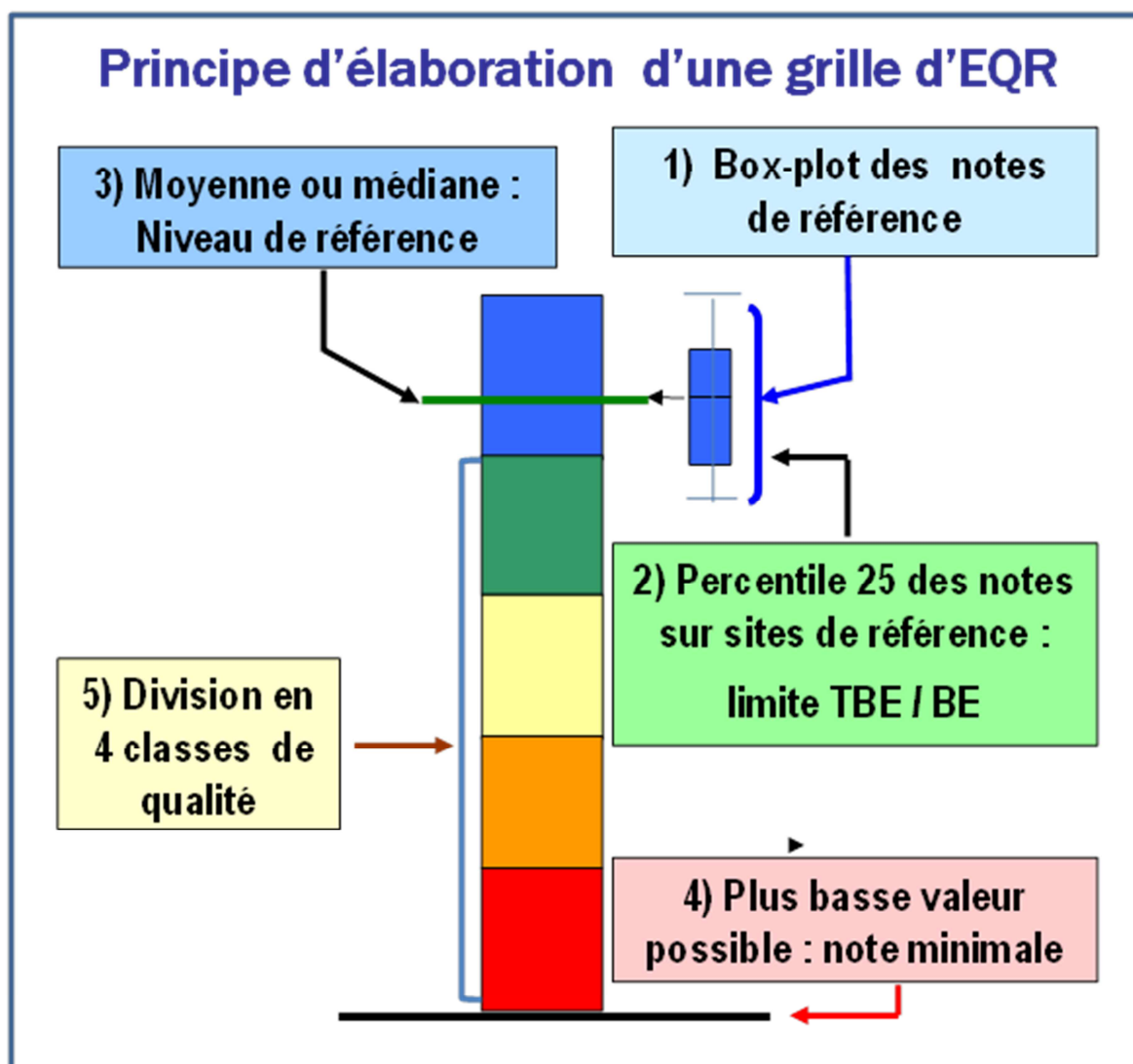


Figure 47 : Principe théorique de mise en place d'une grille d'évaluation en EQR de métrique ou d'indice

Cette figure présente les grandes lignes d'élaboration de grilles d'évaluation en EQR habituellement utilisées par les pays Européens en appui à la mise en œuvre de la DCE, sur la base d'éléments-guides prônés par le groupe méthodologique ECOSTAT.

La limite de classe entre très bon état et bon état se définit en fonction de l'amplitude de distribution la plus habituelle couverte par la métrique en conditions de référence. La plupart du temps, pour le maillon diatomique, la valeur-repère qui a été utilisée pour fixer cette limite a été le percentile 25 de distribution des valeurs de référence (étapes 1 et 2 du processus-type). Cela a été le cas pour la France métropolitaine, ainsi que pour beaucoup d'autres États-Membres.

Selon cette façon de procéder, les 75% de valeurs de référence se situant au-dessus de la limite sont évaluées en très bon état (classe bleue), les 25% de valeurs moins habituelles tombant en-dessous de cette limite de classe. C'est ce qui a été appliqué en métropole avec l'IBD.

Dans le cas des diatomées des DOM qui, selon les ensembles naturels, pouvaient présenter une variabilité très importante ou au contraire, absolument minime des conditions de référence, un percentile différent a pu être adopté pour cette valeur limite de classe TBE-BE, afin de construire le reste de la grille avec la profondeur de classes permettant de produire une évaluation satisfaisante dans le contexte local.

Il est important ensuite, pour ancrer l'échelle de variation adéquate, de repérer la valeur minimale atteignable par la métrique d'évaluation dans les conditions les plus altérées qu'il soit théoriquement ou réellement possible de trouver dans cet ensemble naturel, et de fixer l'EQR = 0 à cette limite inférieure (Etape 4). En principe, si le jeu de données est suffisant et contient des altérations jugées proches du maximum possible pour ce type d'environnement, on va fixer la limite basse de la métrique renormée en EQR à une valeur arrondie inférieure à la plus basse valeur trouvée (= EQR 0). Par contre, dans le cas où la métrique possède d'emblée une sensibilité et une gamme de variation pouvant atteindre ou jouxter le 0 dans l'ensemble naturel considéré, il devient inutile de renormer le bas de l'échelle d'évaluation (ce qui reviendrait à soustraire la valeur zéro au numérateur et au dénominateur), ce qui simplifie le dernier terme de la formule de calcul de l'EQR.

Enfin, il reste à couper l'échelle d'évaluation restante en 4 classes de qualité. Le découpage le plus simple conduit à la fixation de 4 classes de qualité de même profondeur (de la classe verte de bon état à la classe rouge de mauvais état). Si l'on cherche à amplifier la sensibilité de réponse de la métrique par rapport à l'installation du début des altérations, notamment en territoires relativement préservés, on peut adopter des limites de classes de profondeur croissante de la classe verte à la classe rouge. Cela conduit dans ce cas à un système plus protecteur doté d'une capacité renforcée de révélation des altérations faibles à modérées.

Pour la Nouvelle-Calédonie, vu que 7 métriques d'altération biologique interviennent pour l'évaluation différenciée de la qualité des cours d'eau dans 6 entités naturelles différentes (les 6 HER « aménagées » décrites précédemment), il a été décidé d'adopter un **système simple, identique et comparable de construction de grille d'évaluation** pour toutes les métriques et pour tous les ensembles naturels concernés.

En effet, faire intervenir de l'expertise différenciée par paramètre et/ou par ensemble naturel finirait par atténuer la traçabilité du dispositif et le pourquoi des aménagements pratiqués.

Le cas échéant et à l'usage, il sera toujours temps d'introduire un amendement pour modifier ponctuellement le système, après l'acquisition du recul suffisant permettant : 1) de bien caractériser un éventuel défaut d'évaluation par rapport aux enjeux locaux de gestion et 2) de proposer une solution adaptée pour le résoudre au mieux.

De façon tout-à-fait classique, le système proposé pour la Nouvelle-Calédonie cale la limite TBE-BE sur le **percentile 25 des relevés de référence** pour la zone naturelle correspondante.

Cependant, dans de rares cas, la variabilité interne du domaine de référence définie de cette façon est apparue exceptionnellement faible pour une métrique brute donnée dans une HER donnée (*i.e.* trop proche de 1), ménageant dans ce cas une classe de TBE d'une profondeur trop mince (ex : cas du PO4 dans l'HER E « Massif Ultramafique »). Il faut garder en tête que ce cas de figure, en théorie associé à une variabilité extrêmement faible des résultats d'une métrique biologique dans certaines conditions naturelles locales, peut aussi être entaché d'un défaut de représentativité en liaison avec les limites actuelles du jeu de données qu'il a été possible de capitaliser pendant la durée de l'étude. Ainsi, il est possible que la variabilité temporelle de la métrique ait pu être sous-représentée, en fonction d'un certain hasard de distribution lors de notre acquisition de réplicats de relevés aux mêmes sites, ou même du fait d'une sous-représentation de la condition de référence pour un ensemble HER local (cf. très faible nombre de sites de référence pour certains ensembles naturels). Le risque serait dans ce cas d'évaluer déjà de l'altération anthropique dans un domaine de variation où elle est encore inexistante. Dans les rares cas où ce phénomène de variabilité exceptionnellement faible a été rencontré, la valeur de métrique brute provoquant le basculement TBE-BE pour l'EQR re-normalisé a été fixée d'autorité à 0,9 afin de ménager une variabilité naturelle d'une ampleur minimale pour la région naturelle considérée. Dans tous cas où la valeur du percentile 25 atteignait ou descendait en-dessous de 0,9 dans la métrique brute, soit la plupart du temps, c'est la valeur calculée obtenue sur la base du percentile 25 qui a été adoptée comme valeur de basculement TBE-BE.

Du côté des valeurs basses, le système adopte le zéro comme la valeur la plus basse théoriquement atteignable par la métrique d'évaluation en cas de pollution très forte dans l'ensemble naturel considéré, ce qui est effectivement le cas pour 6 descripteurs sur 7. A noter que la DBO5 ne l'a pas atteint jusqu'à présent dans le jeu de données d'étude, mais que la possibilité d'observer une pollution organique plus sévère en un lieu et à une date donnée, conduisant à une valeur zéro, reste tout-à-fait envisageable. Le zéro de la métrique brute a donc été conservé comme zéro de l'échelle d'EQR-DBO5, et la construction de cette métrique reste donc comparable aux autres.

Le dernier aspect pouvant occasionner des conséquences assez sensibles en termes de construction et de résultats de grilles d'évaluation est la **façon de mettre en relation le niveau de la station évaluée** par rapport au **niveau de référence**. Pour ce faire, la plupart des pays-membres de l'Union Européenne ont adopté une valeur statistique représentant leur condition de référence (selon le cas et à leur initiative, la moyenne ou la médiane des résultats de la métrique pour tous leurs relevés de référence, le plus souvent pluriannuels, sur une zone naturelle donnée). La moyenne fait plus participer les relevés à résultats exceptionnels au calcul de la valeur-repère utilisée, la médiane est plus représentative de la valeur fréquentielle centrale des relevés de référence.

Ces 2 pratiques sont les plus souvent utilisées directement pour calculer la valeur d'EQR d'un site à évaluer, selon la formule :

$$EQR_{Mi_{(Relevé\ x)}} = \frac{Score_{Mi_{(Relevé\ x)}} - Score_{MIN_{(Mi)}}}{Score_{REF_{(Mi)}} - Score_{MIN_{(Mi)}}$$

Avec :

$EQR_{Mi_{(Relevé\ x)}}$ = EQR de la métrique i pour le relevé x (la métrique i étant la métrique d'évaluation du paramètre i, par exemple DBO5)

$Score_{Mi_{(Relevé\ x)}}$ = score (ou valeur du résultat) de la métrique d'altération i pour le relevé x,

$Score_{REF_{(Mi)}}$ = score (ou valeur) de référence de la métrique i (selon le cas, moyenne ou médiane des valeurs de référence) pour l'ensemble naturel considéré,

$Score_{MIN_{(Mi)}}$ = score (ou valeur) minimal(e) possible de la métrique i pour l'ensemble naturel considéré.

Ce système de calcul d'EQR de métriques nationales d'évaluation (par exemple, EQR-IBD₂₀₀₇ en France métropolitaine) a été utilisé par la plupart des Pays-Membres de l'UE pour construire leur propre système d'évaluation, ainsi que pour en inter-calibrer les résultats avec les autres États-Membres partageant la même typologie de cours d'eau. Cependant, elle a aussi généré un problème méthodologique qui a pu se révéler gênant conceptuellement et pendant la réalisation d'exercices d'intercalibration, problème que l'on va aussi rencontrer dans le contexte de la Nouvelle-Calédonie. En effet, en fonction de ce système de calcul, si le niveau de référence moyen ou médian correspond par définition à l'EQR 1 (3^{ème} item de la Figure 47), une répercussion mécanique automatique est que tout relevé de référence ou à évaluer dont la note obtenue sera supérieure au niveau de référence moyen ou médian obtiendra un EQR >1.

Cet aspect ne serait pas très gênant en cas de faible variabilité du domaine de référence ou, pour l'intercalibration européenne, de largeur plutôt comparable du domaine de référence adopté par construction pour les différents pays européens pour un même type européen de cours d'eau (possibilité d'atteinte, dans ce cas, de valeurs modérément supérieures à 1, un maximum paraissant raisonnable pouvant être l'atteinte exceptionnelle de 10% de dépassement, soit EQR = 1,1). Or, pour certains pays plus laxistes que d'autres sur la validation de leurs sites de référence et/ou sur l'importance de la variabilité admise sur leur sites de référence, il est arrivé que des sites soumis à évaluation atteignent des valeurs beaucoup plus élevées que le niveau de référence retenu pour la même zone naturelle (valeurs d'EQR pouvant atteindre 1,4, parfois 1,7, voire plus de 2 fois le niveau de référence théorique pour la zone, pour des pays les plus décalés ayant participé aux exercices d'intercalibration, situés au cœur du domaine climatique méditerranéen.

Un tel dépassement de la valeur-guide de référence pour un site à évaluer, et même pour un relevé de référence, ne revêt plus aucun sens tangible sur le plan écologique et n'est plus interprétable, que l'on se place sur le plan de la comparaison avec le niveau de référence adéquat ou encore plus, dans le cadre d'une inter-comparaison de résultats d'État Écologique réalisée sur un même type de cours d'eau entre plusieurs États-Membres.

Si l'on adoptait la formule de calcul d'EQR présentée en page précédente pour la construction d'un système d'évaluation diatomique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, même si les raisons générant le problème sont ici différentes, nous serions inévitablement confrontés en inter-métrique au même type de problème que déjà rencontré en inter-pays européens, comme illustré en Figure 48 sur la base d'extraits illustratifs choisis issus de la Figure 46.

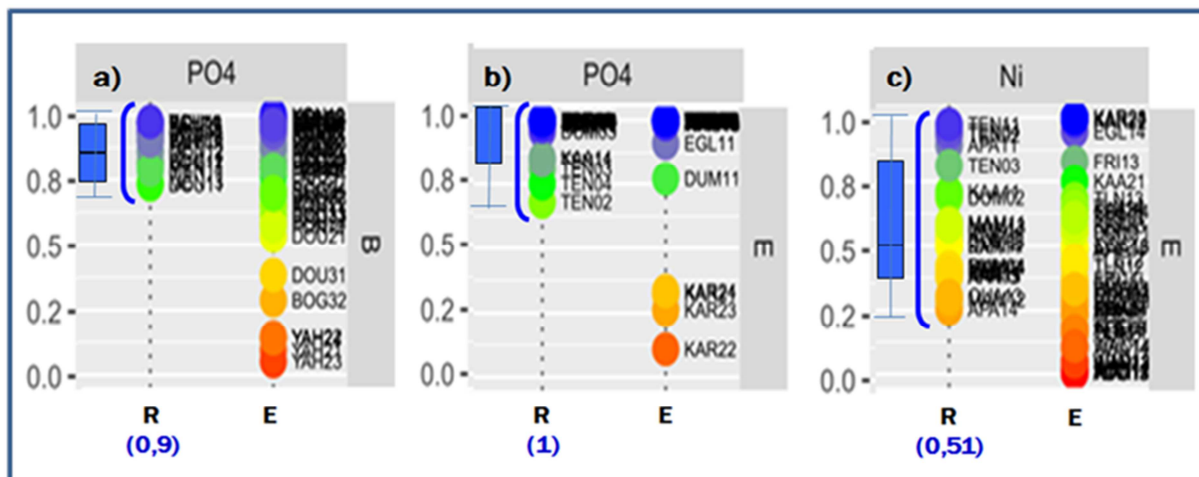


Figure 48 : Variabilité du domaine et des valeurs de référence de Nouvelle-Calédonie selon les régions naturelles et les paramètres

Or une des contraintes qui se pose vis-à-vis du type d'indice envisagé (construction selon un principe multimétrique) est que le système d'évaluation local proposé doit rester homogène en interne (autrement dit, il doit garder une cohérence interne de normalisation inter-métriques) afin de pouvoir ensuite en regrouper les résultats sans générer de différentiel mécanique entre zones naturelles différentes, ou entre paramètres différents supposés intervenir à poids égal dans le processus d'évaluation.

Dans la Figure 48, en partie a) à gauche, le premier cas de figure illustratif est celui de la métrique biologique PO4 dans l'HER B, de type volcano-sédimentaire. On peut constater ici une distribution assez homogène des valeurs des relevés de référence, qui recouvre une variabilité naturelle relativement modérée, assez classique pour les métriques « nutriments ». La valeur-guide de référence (ici, la médiane) tombe à peu près au milieu de la fourchette de variation des valeurs de référence obtenues par la métrique (soit 0,9).

En appliquant la formule de calcul d'EQR précédente, un relevé de référence ou à évaluer obtenant un score de métrique de 1 (il en existe à la fois en référence R et en sites à évaluer E) obtiendra un EQR de 1,11, ce qui génère déjà un différentiel de plus de 10%. En partie b) au milieu de la Figure 48, les résultats de la métrique visant le même paramètre PO4 dans l'HER E présentent une variabilité assez comparable, mais les conditions ultra-oligotrophiques de cette HER ultramafique conduisent à un box-plot de distribution lui aussi particulier. En effet, comme beaucoup de relevés de référence obtiennent la valeur maximale de métrique de 1, la valeur moyenne de référence s'établit à 1 et l'EQR-PO4 maximum atteignable dans cette zone est aussi de 1. Avec le même processus d'agrégation finale conduisant à la valeur d'IDNC, on aurait donc déjà, pour les 2 exemples présentés qui visent le même paramètre, un différentiel inter-HER sur le même EQR-PO4 dépassant les 10 % pour cette même métrique (valeur maximale possible = 1,11 dans le 1^{er} cas et = 1 dans le 2^{ème} cas).

Enfin, l'exemple présenté en partie c), qui concerne la réponse biologique au nickel dissous dans l'HER E « Massif Ultramafique », est représentatif de ce qui se passe vis-à-vis des métriques d'altérations de type minier dans les HER D et E, dont la géologie est constituée de formations affleurantes de type ultramafique. Dans ces 2 HER, la **variabilité naturelle** des résultats des **3 métriques d'altération minière**, dont 2 métriques indicatrices de perturbations plutôt toxiques (Ni dissous et Cr dissous) et une métrique d'altération composite avec une forte composante physique (colmatage latéritique), est nettement plus importante que celle des métriques d'enrichissement trophique du fait des particularités de ce substrat à péridotites (fort bruit de fond naturel pour ces 3 descripteurs d'altération minière, forte importance du contexte pluviométrique et hydrologique dans l'expression d'éventuels phénomènes de perturbation physique (latérites) et toxique (teneurs naturelles en Ni et en Cr dissous) sur l'épisode temporel concerné par un échantillonnage biologique donné (c.a.d. 1 relevé diatomique donné).

La répartition des valeurs acquises par ces 3 métriques dans le domaine de référence, même si elle ne peut pas atteindre les valeurs très altérées des sites concernés par les activités minières, couvre une large zone. Dans l'exemple présenté, qui concerne la métrique biologique Nickel dissous sur l'HER E, la valeur-guide de référence est de 0,51. La figure montre que certains relevés de référence (dont TEN11), ainsi que des relevés à évaluer (dont KAR11 et KAR13 superposés) peuvent atteindre la note maximale de 1. Sur la base du niveau de référence moyen, cela conduirait donc à un calcul d'EQR-Ni = 1,96. Ce serait même légèrement pire, dans les 2 HER ultramafiques (HER D : plaine du Grand Sud et HER E : Massif Ultramafique), pour l'évaluation de l'altération latéritique.

Un dispositif d'agrégation multimétrique d'EQR, tel que prévu dans le principe de calcul de l'IDNC, qui serait calculé sur une base de référence comportant de telles différences inter-descripteurs d'anthropisation et inter-régions naturelles, ne serait pas du tout standardisé et induirait obligatoirement de fortes distorsions mal contrôlées des résultats agrégés d'évaluation, y compris en interne au même relevé (1 métrique pouvant varier de 0 à 1 et l'autre de 0 à 1,96 selon l'exemple Ni commenté juste avant).

Nous avons donc réfléchi à la mise en place d'un autre dispositif de calcul comportant le **point d'ancrage de la limite TBE-BE** classiquement utilisé par beaucoup d'Etats-Membres de l'UE (**percentile 25 des relevés de référence**), mais **ne faisant pas intervenir directement le niveau de référence-guide dans le calcul d'EQR** afin de conserver une échelle globale de notation en EQR **dont le domaine complet de variation reste normé entre 0 et la valeur maximale de 1** pour toutes les métriques. Une telle normalisation d'un domaine identique de variation maximum inter-métrique [0-1] est la seule possibilité garantissant une intervention inter-métrique équi-pondérée et sans distorsion inter-paramètre pour toute opération d'agrégation réalisée au relevé, dans le respect de la règle de calcul finalement retenue pour l'IDNC.

Le système finalement proposé pour la conversion des 7 métriques biologiques en EQR fonctionne avec le jeu de règles indiquées ci-dessous (leur déclinaison selon différents cas de figure possibles étant visualisée au moyen des 4 exemples illustratifs présentés en Figure 49 page suivante) :

La limite inférieure de la classe de très bon état en EQR, ancree sur la valeur de 0,8, est mise en correspondance avec le **percentile 25** des valeurs de la métrique biologique sur les relevés de référence pour la zone naturelle considérée, quelle que soit sa valeur, lorsque cette valeur est **inférieure ou égale à 0,9**.

Dans les cas de trop faible variabilité des résultats de la métrique biologique brute sur sites de référence, il arrive parfois que ce percentile 25 corresponde à une valeur supérieure à 0,9, qui peut même à l'extrême rester égal à 1 (cf. exemple du PO4 dans l'HER E, présenté en Figure 48-b, ou le percentile 25 de distribution des EQR de référence tombe sur la valeur de 1 et n'est donc pas explicitement apparent sur le box-plot de distribution des valeurs de référence). Pour l'échelle d'évaluation, le cas de figure basé sur une si faible variabilité ne ménagerait qu'une faible profondeur de classe pour la classe de TBE, difficilement exploitable en terme de dispositif de gestion, voire une profondeur de classe nulle lorsque le percentile 25 tombe sur la valeur 1 (cf. l'exemple commenté ci-dessus).

Dans un tel cas de figure, qui reste assez marginal et dont les raisons peuvent tenir en partie aux limites actuelles du jeu de données, inégalement représentatif des ensembles naturels de Nouvelle-Calédonie, **la limite TBE-BE sur la métrique brute a été imposée à la valeur de 0,9** et a été mise en correspondance avec la **valeur d'ancrage de 0,8 sur l'échelle d'EQR**, afin de ménager une progressivité suffisante de l'échelle d'évaluation.

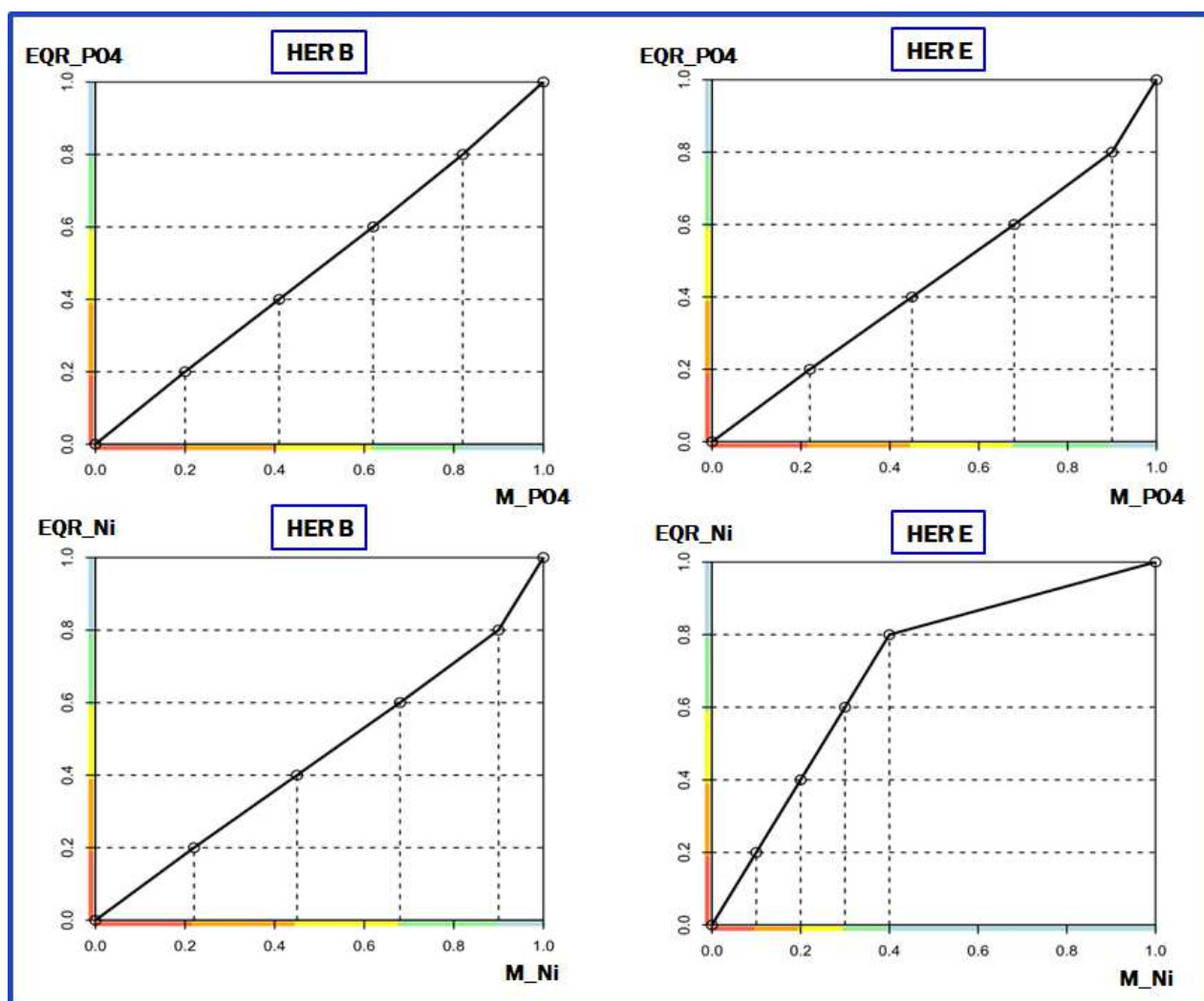


Figure 49 : Principe d'établissement de la correspondance entre échelle de métrique biologique et échelle de son EQR : exemples du PO4 et du nickel dissous

La conversion des valeurs de métrique brute en valeurs d'EQR de cette métrique sur le domaine de la classe de TBE, qui couvre donc la variabilité de la métrique rencontrée sur les 75 % des relevés de référence les mieux notés, est gérée par un ajustement linéaire. La pente sur ce tronçon est d'autant plus faible que la variabilité couverte par le domaine de référence est forte. En cas de trop faible variabilité sur ce domaine, comme indiqué ci-dessus et par construction, la pente du tronçon est déterminée par la limite TBE-BE fixée à la valeur de 0,9 de la métrique biologique.

Pour le reste du domaine d'évaluation, la conversion entre valeurs de métrique et valeurs d'EQR s'établit selon un **second ajustement linéaire** réalisé entre le point d'ancrage représenté par la **valeur-seuil TBE-BE dans les 2 échelles** et le **zéro dans les 2 échelles**. Les limites des 4 classes de qualité restantes, d'équi-profondeur sur les 2 métriques, sont déterminées par le découpage de ce domaine en 4 parties égales (les seuils interclasses complémentaires s'établissant à 0,6, 0,4 et 0,2 sur l'axe des EQR).

Le premier exemple présenté (partie a de la figure), qui concerne la **métrique PO₄** dans l'**HER B** (volcano-sédimentaire), correspond au cas le plus basique de conversion entre les 2 échelles. La valeur de la métrique PO₄ qui correspond au percentile 75 du domaine de référence s'établit à 0,82. Comme elle est plus basse que 0,9, elle est prise d'emblée en point d'ancrage TBE-BE entre les 2 métriques. Le reste du domaine d'évaluation est coupé en 4 parties égales sur base d'ajustement linéaire, les valeurs-seuils des autres classes dans la métrique biologique étant converties à partir des valeurs 0,6, 0,4 et 0,2 déterminées sur l'échelle des EQR_PO4.

Le 2^{ème} exemple (partie b de la figure) concerne la **métrique biologique PO4** dans l'**HER E**. Cette région naturelle ultramafique présente des conditions ultra-oligotrophiques, ce qui se traduit par une quasi-absence d'orthophosphates dans les milieux naturels et conduit, pour cette métrique, à une dominance de notes très élevées des relevés de référence dans cette zone (le percentile 25, correspondant à la distribution de 75% des relevés de référence, restant à la valeur de métrique maximale de 1). Dans ce cas, la variabilité des notes du domaine de référence étant trop faible, la valeur d'ancrage TBE-BE sur la métrique PO4, **imposée à 0,9**, a été mise en correspondance avec la **limite TBE-BE de 0,8 sur l'échelle des EQR_PO4**. Le reste des valeurs-seuils interclasses sur l'échelle des EQR_PO4 se détermine de la façon précédemment indiquée.

Si l'on s'intéresse cette fois à un indicateur représentatif des altérations minières, la partie c de la figure présente le cas de la métrique biologique Nickel dissous dans l'« HER B toillettée », qui ne comporte plus que des sites typiquement volcano-sédimentaires. Les substrats naturels de ce type sont presque totalement dépourvus de nickel dissous, qui ne pourraient être amenés que par une activité anthropique. Aussi, les relevés de référence dans cette géologie ne manifestent pas du tout ce type de perturbation. Le percentile 75 des relevés de référence tombant au-dessus de la valeur de métrique Ni de 0,9, comme dans l'exemple immédiatement précédent, la limite TBE-BE a été imposée à 0,9 sur la métrique biologique et mise en correspondance avec la limite TBE-BE de 0,8 sur l'échelle des EQR_Ni. Classiquement, le reste des valeurs-seuils inter-classes a été déterminé sur l'échelle des EQR_Ni selon le mode opératoire précédemment indiqué.

Enfin, le dernier exemple présenté en sous-figure d, qui concerne le **nickel dissous** dans une **zone ultramafique** (HER E), est emblématique de ce qui se passe pour les descripteurs d'altération minière sur un type de substrat présentant un **important bruit de fond naturel**.

Dans un tel contexte, le résultat de la métrique biologique nickel est susceptible de varier fortement en condition de référence, un facteur particulièrement important étant la conjonction entre pluviométrie et hydrologie pendant l'épisode temporel qui a conditionné l'épisode de croissance du biofilm échantillonné. En effet, ce sont principalement les épisodes hydrologiques conduisant à du ruissellement et /ou à du lessivage qui amènent au cours d'eau des teneurs en métaux dissous toxiques et des bouffées latéritiques. De fait, la figure illustre clairement une importante variabilité naturelle de la métrique biologique brute y compris en situation de référence, en relation avec le contexte géochimique naturel riche en nickel. Sur cet exemple, le percentile 25, correspondant à la distribution de 75% des relevés de référence, donne une note de métrique biologique nickel de 0,40, cette valeur calculée s'établissant comme le point d'ancrage de la limite TBE-BE en correspondance avec la valeur de 0,8 pour l'EQR_Ni.

Dans un contexte induisant un aussi fort niveau de variabilité de la réponse biologique (selon l'épisode saisonnier, selon l'hydrologie, selon le climat...), le percentile 25 des notes brutes de référence détermine une classe de TBE étendue et une pente faible de l'ajustement linéaire obtenu sur le 1^{er} tronçon ; le reste de la gamme de variation étant classiquement découpé en 4 parties égales. Cette façon de procéder pour convertir les métriques biologiques en EQR permet à la classe de TBE de bien couvrir le domaine de variabilité naturelle possible dans le domaine de référence pour cette HER.

Un aspect important qui est respecté selon ce principe de construction est que les EQR ainsi calculés restent tous normés, de façon équivalente, avec un domaine de variation possible compris entre 0 et 1. Il devient donc possible au final d'agrèger ces EQR pour formuler un indice multimétrique sur une base réellement équilibrée, selon une méthode d'agrégation dans l'IDNC qui sera précisée ensuite, sans générer de distorsion indésirable d'échelle et de niveau d'évaluation entre paramètres d'altération et, pour un même paramètre d'altération, entre régions naturelles.

V.6.3 Seuils d'évaluation adoptés

Les règles de conversion des métriques biologiques en échelles d'EQR ont donc été déclinées selon le jeu de règles indiqué au chapitre précédent pour les 7 paramètres et pour les 6 HER, en fonction de la répartition et de la variabilité des résultats des métriques biologiques individuelles sur les relevés des sites de référence. 2 particularités sont à mentionner :

- Les sites géographiquement rattachés à l'HER B « Plaine littorale », mais dont l'amont du bassin versant conduisait à la sélection de cortèges naturels de type ultramafique. Comme déjà indiqué, 23 sites repérés par une biotypologie marquée par les péridotites ont été rattachés à l'HER E « Massif Ultramafique » pour l'évaluation. Il faut aussi préciser ici que, parmi cette liste, figurent **9 sites de référence** initialement affectés à l'HER B (cf Tableau 1), mais rattachés ensuite à l'HER E « Massif Ultramafique » pour l'élaboration du dispositif de référence servant à l'évaluation. Les relevés collectés sur ces 9 points ont donc participé à l'établissement des conditions de référence de l'HER E amendée, et en particulier à l'application du percentile 25 servant à ancrer la classe de TBE dans cette HER.

- Dans le réseau de sites de cette étude, il est apparu patent en fin de programme que les conditions de référence pour l'HER C n'étaient pas représentées. Dans le contexte temporel et partenarial de ce programme, l'explication en tient aux financements limités disponibles (78 sites différents ont pu être prospectés entre 1 et 4 fois sur 2 années de terrain, ce qui était déjà beaucoup en fonction de l'assiette financière mise en place). Malgré la lacune de moyens financiers fléchés, un effort volontariste a cependant été déployé pour que le nouvel IDNC couvre toute la Grande-Terre, y compris des sites plus ou moins altérés représentatifs du contexte de la Province Nord et utiles au développement de la méthode. Quoi qu'il en soit, les conditions de référence existent pour cette zone naturelle assez faiblement anthropisée. Il ne sera donc pas difficile, ultérieurement, de les représenter et de compléter ainsi les jeux de données, afin d'améliorer la connaissance naturaliste et écologique relative à cette région. En attendant, pour cette HER, la limite TBE-BE a été empiriquement et systématiquement fixée à la note de 0,9 pour chacune des 7 métriques biologiques brutes, valeur qui a ensuite été mise en correspondance de façon classique avec l'EQR_M = 0,8.

La **Figure 50** en page suivante illustre la déclinaison de seuils de classes de qualité, en EQR renormés entre 0 et 1, qui a été mise en œuvre sur chacune des 6 HER, en s'appuyant sur l'exemple de 2 paramètres d'anthropisation assez représentatifs des différents cas de figure rencontrés. La partie a de la figure est dédiée à un paramètre d'altération assez représentatif du domaine d'évaluation de l'enrichissement en nutriments (exemple choisi ici : le PO4) ; la partie b de la figure est relative à la représentation d'un paramètre relatif à l'évaluation d'altération minière (ici, le nickel dissous).

Concernant la conversion en EQR des métriques PO4 par région naturelle présentée dans la sous-figure a), on peut voir qu'à l'exception de l'HER B, qui se situe dans le contexte volcano-sédimentaire de plaine et dont le niveau trophique naturel des cours d'eau est un peu plus élevé, les sites de référence des autres HER sont de statut oligotrophique ou ultra-oligotrophique, ce qui conduit à des niveaux de notation groupés et très élevés (valeurs de 1 ou proches de 1) selon cette métrique.

Pour toutes les autres HER, le seuil de 0,9 n'ayant pas été atteint au niveau du percentile 25 des relevés de référence, selon les règles indiquées au début du présent chapitre, toutes les valeurs d'ancrage de la limite TBE-BE ont été fixées d'autorité à 0,9 dans la métrique biologique. L'HER B est donc la seule à avoir une loi de conversion quasiment linéaire entre note de métrique biologique et valeurs d'EQR pour ce paramètre sur tout le domaine de notation (de 0 à 1).

Le 2^{ème} exemple présenté en sous-figure b), qui porte cette fois sur la perturbation « nickel dissous », est assez représentative de ce qui se passe pour les 3 descripteurs d'altération minière. Dans toutes les HER de géochimie plutôt volcano-sédimentaire (les HER B, C, F, G), les perturbations de type nickel ou chrome dissous et l'altération de type latéritique sont pratiquement absentes des sites de référence du fait du substrat géologique pauvre en ces éléments. Il ne s'exerce donc pas de pression naturelle de ce type et les relevés de référence obtiennent d'excellentes notes dans cette métrique biologique brute, très groupées vers les plus hautes valeurs. Cette figure illustre donc le fait que la limite TBE-BE a dû être fixée d'autorité à 0,9 dans la métrique, le percentile 25 des relevés de référence n'ayant atteint cette valeur sur aucune de ces 4 HER.

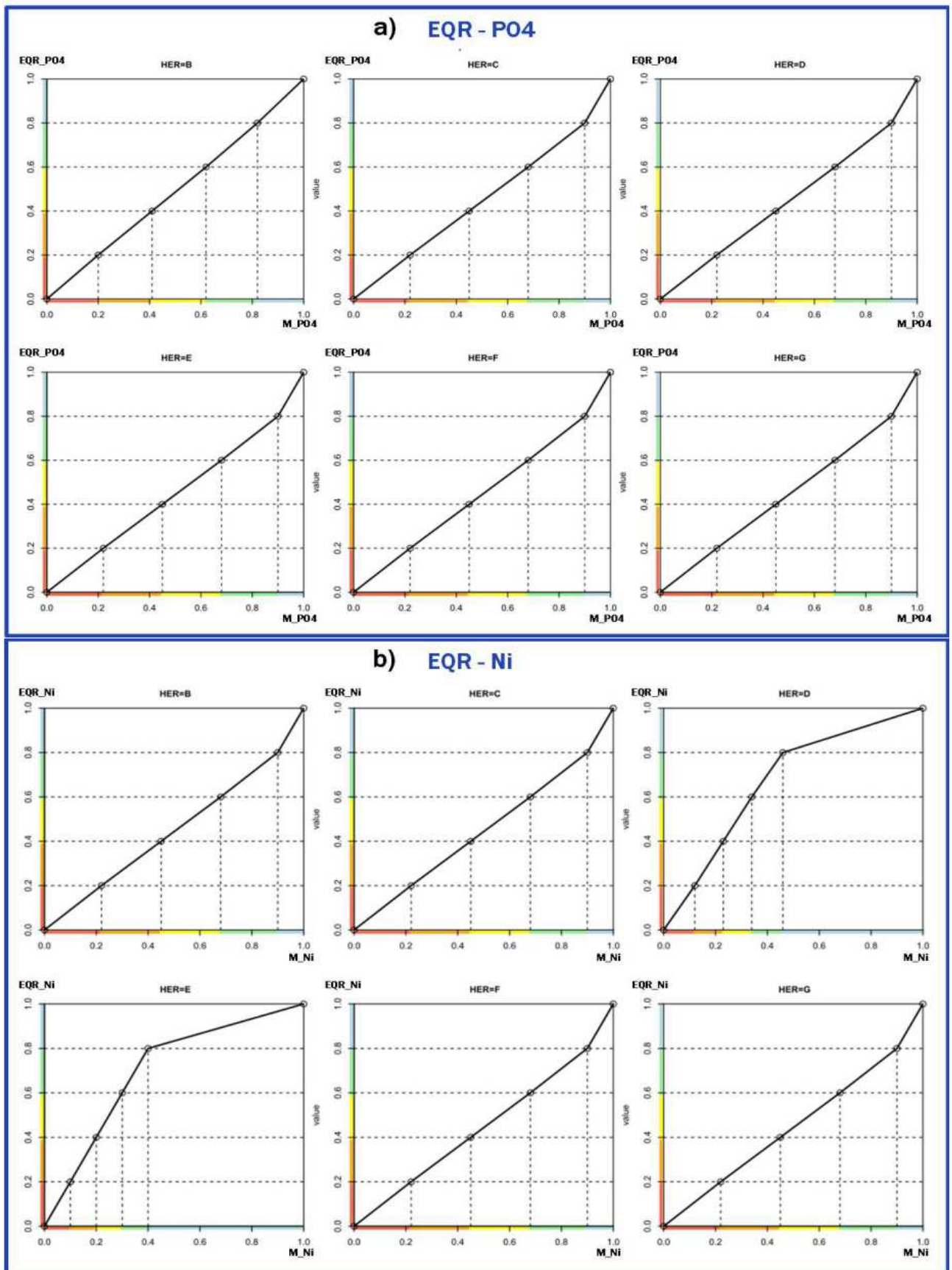


Figure 50 : Exemples de 2 métriques biologiques d'altération converties en EQR (PO4, Ni)

Les lois de conversion en EQR obtenues pour les 7 métriques d'altération sur les 6 HER « aménagées » ont été reproduites *in extenso* et sont consultables dans l'Annexe 9, Tome 2.

Les seuils de limite de classes d'évaluation ainsi établis par paramètre d'altération et par HER sont présentés dans le Tableau 12 ci-dessous :

Tableau 12 : Limites de classes de qualité des 7 paramètres d'altération par HER "aménagée".

HER	Nature Pression	Paramètre	EQR Ref (*)	High	Good	Moderate	Poor	Bad
B	Altération Trophique	DBO5	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NH4	0,94	1 - 0,87	<0,87 - 0,65	<0,65 - 0,44	<0,44 - 0,22	<0,22 - 0
		PO4	0,9	1 - 0,82	<0,82 - 0,62	<0,62 - 0,41	<0,41 - 0,2	<0,2 - 0
		NO3	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
	Altération Minière	Ni	0,99	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		Cr	0,99	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
Latérite		0,99	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0	
C	Altération Trophique	DBO5	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NH4	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		PO4	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NO3	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
	Altération Minière	Ni	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		Cr	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
Latérite		1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0	
D	Altération Trophique	DBO5	0,99	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NH4	0,99	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		PO4	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NO3	0,98	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
	Altération Minière	Ni	0,58	1 - 0,46	<0,46 - 0,34	<0,34 - 0,23	<0,23 - 0,12	<0,12 - 0
		Cr	0,74	1 - 0,61	<0,61 - 0,46	<0,46 - 0,3	<0,3 - 0,15	<0,15 - 0
Latérite		0,78	1 - 0,57	<0,57 - 0,43	<0,43 - 0,28	<0,28 - 0,14	<0,14 - 0	
E	Altération Trophique	DBO5	0,98	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NH4	0,98	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		PO4	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NO3	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
	Altération Minière	Ni	0,51	1 - 0,4	<0,4 - 0,3	<0,3 - 0,2	<0,2 - 0,1	<0,1 - 0
		Cr	0,71	1 - 0,44	<0,44 - 0,33	<0,33 - 0,22	<0,22 - 0,11	<0,11 - 0
Latérite		0,54	1 - 0,48	<0,48 - 0,36	<0,36 - 0,24	<0,24 - 0,12	<0,12 - 0	
F	Altération Trophique	DBO5	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NH4	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		PO4	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NO3	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
	Altération Minière	Ni	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		Cr	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
Latérite		0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0	
G	Altération Trophique	DBO5	0,96	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NH4	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		PO4	0,95	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		NO3	0,97	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
	Altération Minière	Ni	0,99	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
		Cr	1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0
Laterite		1	1 - 0,9	<0,9 - 0,68	<0,68 - 0,45	<0,45 - 0,22	<0,22 - 0	

V.6.4 Résultats d'évaluation en EQR

Il est intéressant d'examiner les résultats obtenus après transformation des métriques biologiques d'évaluation en EQR de métrique (EQR_M) sous 2 aspects :

- 1) afin de s'assurer que cette renormalisation par rapport au domaine de référence donne des résultats intelligibles et plus opérationnels que les métriques biologiques initiales pour l'évaluation, mais aussi de vérifier que cette pratique ne génère pas d'artefact susceptible de gêner l'agrégation ultérieure de plusieurs métriques pour l'élaboration de l'IDNC ;
- 2) pour examiner les résultats de ce changement de système-repère et juger de la cohérence des résultats d'EQR par rapport à la connaissance du terrain (examen du niveau d'altération de sites bien connus par les experts).

V.6.4.1 Résultats obtenus vis-à-vis des altérations trophiques

Les 2 aspects précités ont tout d'abord été examinés et commentés en s'appuyant sur l'exemple de 2 métriques biologiques illustratives d'un **enrichissement des cours d'eau en nutriments**. A ce sujet, la Figure 46 permettait déjà de constater que, même sans cette renormalisation en EQR, la bio-évaluation des altérations en nutriments ne devait pas rencontrer de difficulté particulière, du fait d'un grand différentiel de niveau de notation des métriques entre leur niveau de référence et celui des situations à évaluer.

Les 2 exemples présentés Figure 51 (EQR-PO4 et EQR-NO3) confirment la bonne aptitude du dispositif adopté pour bio-évaluer ces pollutions causées par un enrichissement en nutriments.

La partie haute de la figure présente les résultats en EQR-PO4. A l'exception de l'HER C qui ne possède pas de site de référence dans le jeu de données d'étude, on observe un décalage sensible de distribution entre sites de référence et sites à évaluer. En fonction de cet écart, le dispositif d'EQR permettra de bien évaluer ces altérations.

A noter cependant le cas un peu spécifique de l'HER E « aménagée », qui inclut des relevés de sites de l'HER B à flore typique ultramafique. Dans ce cas, on peut repérer que 6 relevés de référence (tous issus de sites géographiquement situés dans l'HER B) peuvent présenter des niveaux de notation assez sensiblement plus bas que le TBE (moustache basse du box-plot, calée sur le percentile 25).

Ce fait illustre que, d'une part, ces sites de référence implantés en contexte volcano-sédimentaire, en zone plutôt peu pentue et à une altitude plus faible que les sites de référence réellement implantés dans l'HER E, présentent des teneurs naturelles en nutriments et un niveau trophique naturel un peu plus élevés que ceux réellement implantés en massif ultramafique (teneurs un peu plus quantifiables en orthophosphates).

Par ailleurs, cela montre aussi que leurs flores naturelles présentent une réponse un peu plus forte à ce nutriment, y compris en situation de référence, traduisant bien le fait que cette typologie de flore ultramafique est adaptée à des conditions ultra-oligotrophiques. Il est donc normal d'évaluer un peu plus sévèrement ce type de pression sur cette typologie de cours d'eau et de flores, et on peut constater que ce sera effectivement le cas.

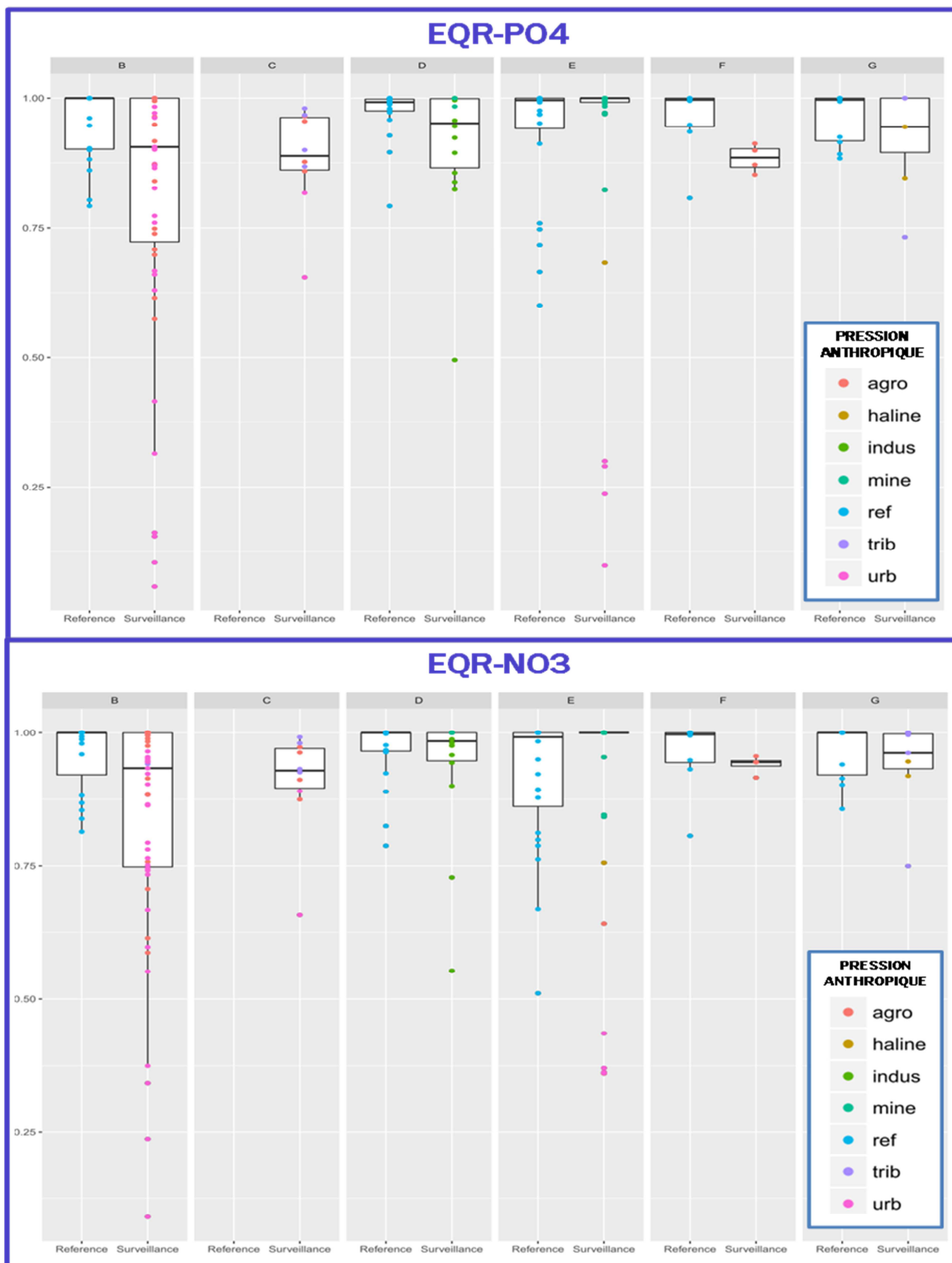


Figure 51 : Distribution des EQR-PO4 et des EQR-NO3 en sites de référence et à évaluer selon la région naturelle (HER «adaptées») et le type de site vis-à-vis de la pression anthropique

En effet, la limite inférieure de la classe de TBE, qui correspond au sommet de la moustache inférieure du box-plot (percentile 25 des notes des relevés de référence), reste à une haute valeur d'EQR voisine de 0,9, et les 6 relevés de référence précités, implantés dans l'HER B, présentent un niveau de réponse biologique déjà assez sensiblement marqué par le niveau naturel d'orthophosphates (et, comme on peut le voir juste en-dessous, de nitrates, plus présents aussi dans cette zone de plaine littorale que dans le contexte montagneux typique de l'HER E). Cela confirme la sensibilité particulière des flores d'origine ultramafique implantées sur place à l'enrichissement en nutriments

Par ailleurs, si l'on se réfère au box-plot des situations à évaluer situé juste à droite, la notation biologique de l'altération est très consistante et en conformité avec la connaissance du niveau d'altération qui s'exerce sur les sites. Ainsi et en n'évoquant que les cas les plus emblématiques, dans l'HER B, les 4 relevés les plus altérés en PO₄, sur un site répertorié urbain, sont ceux de la station située à l'aval de la STEP de Nouméa (YAH2), et ceux ressortant les plus altérés de l'HER E, eux aussi à pression anthropique qualifiée d'urbaine, sont ceux de la Karikouï aval Païta, site géographiquement implanté dans l'HER B mais présentant une flore de type ultramafique et une sensibilité exacerbée aux pollutions à nutriments.

La physionomie des résultats de la métrique EQR-NO₃, présentés en partie basse de la Figure 51, ainsi que les commentaires qui peuvent s'y appliquer, sont presque la copie conforme de ce qui vient d'être examiné pour l'EQR-PO₄. Sur un plan plus général, les 2 exemples présentés sont globalement représentatifs des résultats des EQR des 4 métriques nutriments.

V.6.4.2 Résultats obtenus vis-à-vis des altérations minières

Contrôlons maintenant la consistance des résultats des EQR d'altérations minières (cf. Figure 52 en page suivante), à partir de l'étude de **2 exemples d'altérations minières fonctionnant selon des principes différents** (nickel dissous, générateur d'effets toxiques, vs altération latéritique, qui fait intervenir une importante composante physique). A noter que cette figure intègre déjà, dans sa construction, la trame naturelle des HER « aménagées » (sites à flores ultramafiques de l'HER B basculés dans l'HER E) et que, comme précédemment, il n'a pas été possible de matérialiser de résultats en situation de référence pour l'HER C en raison de la lacune en sites de référence dans notre jeu de données d'étude.

La partie haute de la figure présente les résultats de la **métrique nickel** exprimés en EQR-Ni. L'examen des résultats obtenus en **situations de référence** montre que, malgré la re-normalisation en EQR pratiquée par rapport à la situation de référence, intervenue entre la Figure 48 et la Figure 52, le domaine de variation naturelle de la métrique biologique vis-à-vis du nickel dissous reste sensiblement plus important dans les 2 HER ultramafiques D et E que dans les sites de référence des HER volcano-sédimentaires (HER B, F, G).

C'est normal dans le contexte local, puisque les substrats des sites naturels volcano-sédimentaires sont quasiment dépourvus de ce métal lourd alors que les substrats ultramafiques en contiennent des teneurs déjà élevées naturellement (c'est d'ailleurs pour cette raison que des gisements de nickel y sont localisés et exploités).

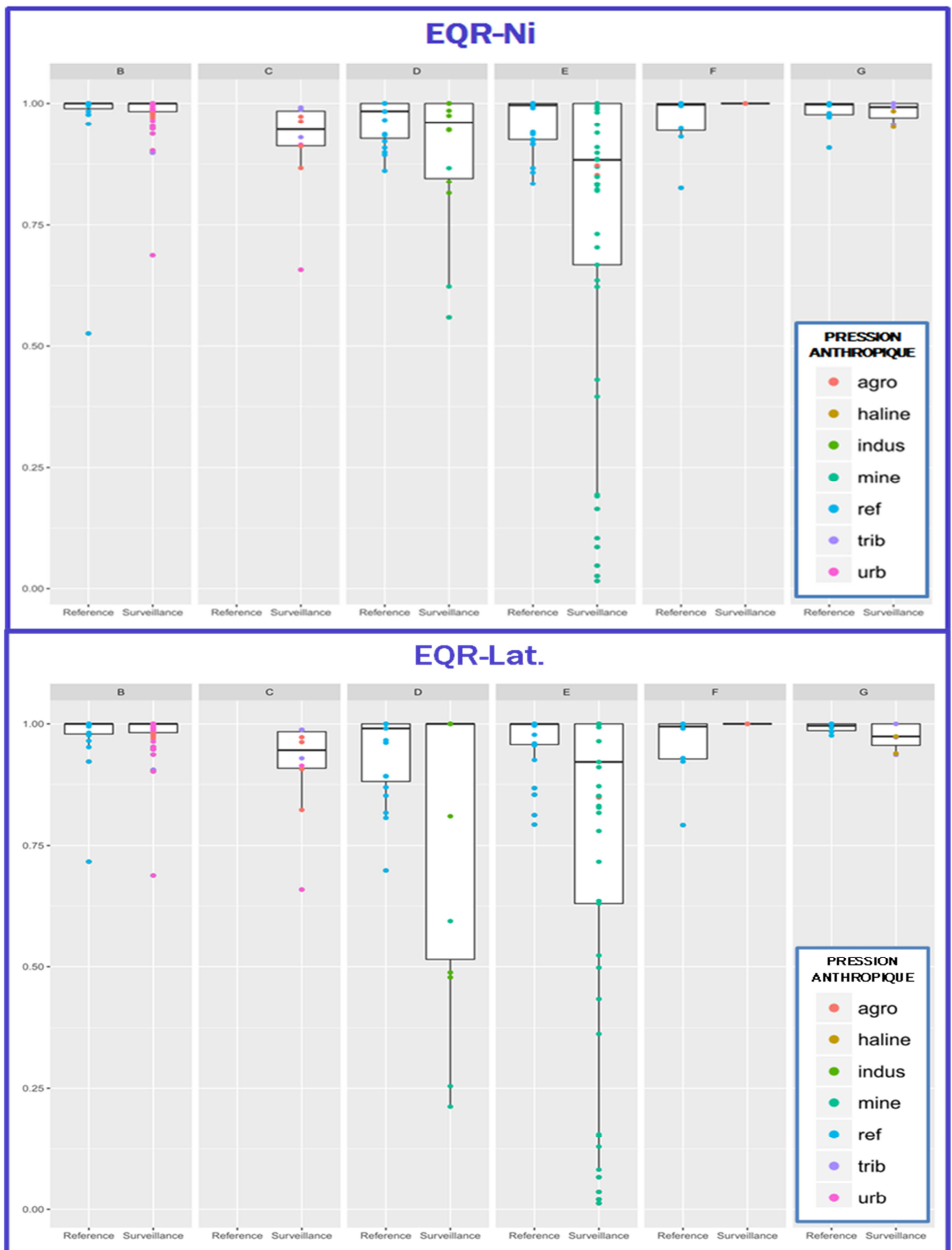


Figure 52 : Distribution des EQR-Ni et des EQR-Lat. en sites de référence et à évaluer, par ensemble naturel (HER «aménagées») et par grand type de pression anthropique

Malgré la sélection de flores naturellement adaptées à ce contexte géochimique, lorsque des évènements pluviométriques et hydrologiques interviennent, ils génèrent périodiquement des pics de concentrations naturelles en nickel dissous qui provoquent déjà une réponse de la métrique biologique et lui confèrent un certain niveau de bruit de fond. Cependant, par comparaison avec la Figure 48, il est aussi possible de constater que, par le truchement de cette transformation en EQR, les domaines de variabilité naturelle de cette métrique dans les domaines de référence se sont resserrés et rendent les échelles d'EQR plus inter-comparables entre HER, ce qui permet d'envisager leur agrégation sur cette base dans la formulation de l'IDNC.

Si l'on focalise cette fois sur les **sites soumis à évaluation**, dans les **régions volcano-sédimentaires**, en fonction du niveau des activités polluantes et des conditions hydro-climatiques, il est occasionnellement possible, à certaines dates, de mesurer quelques impacts attribués au nickel. Ainsi, le relevé POU31 marque une altération moyenne de ce type dans l'HER B, le relevé DIA31 (Diahot aval) aussi, mais dans l'HER C. Ces relevés de 1^{ère} campagne d'échantillonnage ayant été marqués par des conditions d'étiage particulièrement sévère sur la partie Nord de la Grande Terre, ce contexte a certainement été favorable à l'augmentation de concentration des polluants dans ces cours d'eau et probablement aussi à une élévation thermique, faute de soutien de débit et de dilution, ces 2 éléments ayant pu favoriser l'expression par les flores diatomiques de manifestations de toxicité.

Mais c'est bien sûr dans le **contexte ultramafique** que l'on va globalement trouver le plus de relevés marqués par ce type d'altération. La figure ne détaille pas les vignettes individuelles des relevés, les superpositions rendant la figure plutôt illisible. Aussi, pour information complémentaire, nous pouvons mentionner que les sites présentant les relevés les plus fortement impactés par le nickel dissous sont le site KUE3 dans l'HER D (échantillonné seulement à 2 dates) et les sites ADO1 et WAN1 dans l'HER E. Les stations d'étude précitées subissent les notations biologiques les plus dégradées par les teneurs en nickel dissous, en liaison avec les activités minières implantées à l'amont.

L'étude des résultats liés à l'**altération latéritique** (partie basse de la Figure 52) montre, pour les résultats de cette métrique transformée en EQR, une physionomie assez similaire à celle de l'altération toxique nickel dissous. Logiquement, ce type d'altération est lui aussi plus spécifique des 2 zones naturelles ultramafiques que du contexte volcano-sédimentaire.

Dans ce dernier contexte, il arrive de temps en temps que la métrique latérite basée sur ces taxons d'alerte procure une réponse assez nette sur l'HER B (relevé du site à évaluer NER21), y compris sur un relevé de référence (relevé POU13), et sur l'HER C (relevé à évaluer DIA31), ce qui résulte peut-être de phénomènes momentanés de colmatage latéritique (pas vraiment constatés par l'observation sur le terrain), mais peut-être aussi d'une confusion avec un autre type de colmatage ou avec une perturbation biologique d'une autre origine. En effet, un point commun entre ces 3 relevés plutôt de type volcano-sédimentaire est qu'ils ont été collectés dans un contexte très particulier sur le plan hydrologique, la première campagne d'échantillonnage ayant été marquée par un étiage très sévère. Il est donc possible que cette métrique biologique, qui a été la plus difficile à mettre au point et à caler, soit peut-être un peu moins spécifique des effets latéritiques qu'elle ambitionne de révéler que les 6 autres métriques vis-à-vis de leur altération-cible.

Dans le contexte ultramafique, l'analyse de cette figure sur sa physionomie globale montre que le re-travail des listes de taxons d'alerte faisant intervenir une plus forte part d'expertise et la renormalisation de la métrique d'évaluation en EQR ont atténué le bruit de fond et, par rapport aux premières versions produites, ont sensiblement amélioré la capacité d'évaluation des effets de ce type d'altération.

On peut ainsi constater (*cf* partie basse de la Figure 52) que sur les HER D et E, la variabilité naturelle sur le domaine de référence est plus contenue qu'en résultat de métrique brute (en comparaison avec la Figure 48). D'autre part, les box-plots de répartition des valeurs de métrique latéritique sur les sites à évaluer y sont nettement plus larges et peuvent atteindre de beaucoup plus basses valeurs que les valeurs de référence. Ce constat reste vrai même en tenant compte d'une valeur de référence exceptionnellement basse ressortant comme outlier (relevé WAD11 dans l'HER D).

Malgré la difficulté initiale de cette entreprise, ces différences de domaines des possibles entre sites de référence et sites soumis à des activités de type minier, notamment sur le plan de l'aspect fréquentiel des occurrences de basses valeurs, permettent donc d'évaluer de façon relativement claire et robuste les effets de l'altération latéritique d'origine minière à partir de cette échelle d'EQR-Lat, y compris dans ces 2 HER à bruit de fond naturel plutôt élevé.

Il n'en reste pas moins que la variabilité de cette perturbation reste très dépendante des conditions hydrologiques, les pluies tropicales et les crues qu'elles provoquent étant susceptibles de déclencher d'importantes bouffées latéritiques, y compris en domaine de référence. Cet effet naturel de renforcement de ce type de perturbation lors des crues génère forcément un bruit de fond qui, à certaines dates, va marquer la réponse de la métrique sur des sites de référence, **atténuant la capacité de discrimination entre origine naturelle et anthropique de l'altération sur la zone de chevauchement**. De ce fait, certaines altérations latéritiques d'origine minière mais de niveau modeste, restant cantonnées dans le domaine habituel de variation naturelle de référence, ne pourront pas être discriminées clairement par la grille d'évaluation et passeront relativement inaperçues.

Par contre, certains relevés de référence provenant de bassins naturels marqués par la présence forte de latérites, lors d'épisodes de croissance du biofilm marqués par des épisodes hydrologiques déclencheurs, sortiront inévitablement de la classe de très bon état, et même possiblement de la classe de bon état, en cas d'évènement hydrologique suffisamment intense et/ou répété sur un bassin versant naturel très concerné par la présence de fines latéritiques (classement en état moyen exceptionnellement envisageable, comme cela a failli être le cas pour le relevé WAD11 malgré le statut de référence de ce site pour l'HER D). Dans ce cas, il s'agissait probablement d'un effet totalement naturel lié à un contexte hydroclimatique local ayant provoqué un colmatage substantiel des substrats sur ce cours d'eau particulier.

Au bilan, parmi les 7 métriques biologiques produites, la métrique d'altération latéritique est probablement un peu moins spécifique et un peu moins sensible que les précédentes. Cependant, au-delà du domaine de recouvrement entre la zone de bruit de fond naturel et une zone d'effets modérés d'altération anthropique minière qui marquent de façon variable cette métrique d'altération, ne permettant pas de faire clairement la part des choses entre ces 2 origines, elle permet ensuite une discrimination intéressante qui autorise l'évaluation à coup sûr d'altérations plus intenses d'origine minière.

Dans cette optique, la re-normalisation en EQR mise en place par rapport à la variabilité la plus habituelle rencontrée sur le domaine de référence a amélioré sa capacité d'évaluation. De plus, elle présente le grand intérêt de diversifier l'assise de l'évaluation minière en ajoutant aux effets des métaux dissous (altération plutôt de type toxique) l'évaluation complémentaire d'autres altérations minières à effets plus physiques.

V.7 L'Indice Diatomique Nouvelle-Calédonie (IDNC)

V.7.1 Formulation

Les chapitres précédents ont décrit la sélection, puis l'utilisation de taxons d'alerte pour générer 7 métriques biologiques d'évaluation d'altérations anthropiques, 4 d'entre elles ciblant plutôt les effets d'un enrichissement des cours d'eau en nutriments, les 3 autres étant plus spécifiquement dédiées à l'évaluation d'altérations liées aux activités minières.

L'intention sous-jacente était de bâtir d'emblée un indice diatomique multi-métrique, en accord avec la tendance la plus actuelle soutenue notamment par la DCE en Europe, mais observée aussi au niveau mondial.

Dans cet objectif, il a fallu veiller à une certaine standardisation des bases d'interprétation des résultats de ces métriques individuelles, qui visent d'une part des altérations de natures très différentes («trophiques» /vs «minières»), et vont d'autre part devoir s'appliquer de manière différenciée dans des ensembles naturels aux bruits de fond hydro-géochimiques et aux communautés diatomiques bien différents.

La meilleure façon d'atténuer ces différences et de rendre ces métriques plus inter-comparables quel que soit le contexte naturel local a été une re-normalisation en EQR de métriques (EQR_M), les variabilités naturelles spécifiques internes des ensembles régionaux homogènes (HER), cernées à partir des relevés des sites de référence, ayant servi à borner selon un principe comparable la limite inférieure de la classe de très bon état (TBE) pour chacune de ces HER « aménagées ». A noter aussi que, par construction, les échelles d'évaluation basées sur ces EQR de métriques (EQR_M) varient toutes de façon bornée entre 0 et 1, ce qui les rend comparables sur leur domaine de variation et contribue ainsi à éviter des distorsions indésirables résultant de leur agrégation : 1) en inter-métriques dans un même ensemble naturel, et 2) en inter-HER ; le challenge étant de procurer une évaluation plus comparable entre grands ensembles naturels repérés à partir de leur homogénéité abiotique interne, mais présentant de très importantes différences de contextes biogéographiques entre eux.

L'étape de formulation de l'IDNC proprement dite vise donc à agréger de façon adéquate les 7 métriques biologiques produites dans l'optique d'évaluer de la façon la plus judicieuse possible, au moyen d'un outil indiciel global s'appuyant sur la composition détaillée des communautés diatomiques multispécifiques, la **dégradation d'état écologique** occasionnée par 2 grandes catégories de pressions fonctionnant selon des dynamiques et des principes d'effets très différents :

- des **pressions de nature trophique**, qui sélectionnent sur le moyen-terme et de façon intégrée dans le temps des espèces adaptées à un enrichissement du cours d'eau en nutriments,

- des **pressions de type minier**, liées à une activité économique très importante dans le contexte local (extraction, transformation et commercialisation, selon le cas, du nickel ou du minerai de nickel), mais dont les impacts nécessitent d'être surveillés, maîtrisés voire combattus (meilleur contrôle à la source), afin de protéger des milieux naturels présentant de forts enjeux patrimoniaux. Dans cette catégorie, les pressions en **métaux dissous** sont génératrices d'**effets toxiques**. Ces pressions peuvent, selon le cas, s'exercer de **façon relativement chronique** sur un cycle complet de croissance du biofilm. Mais elles peuvent aussi mettre en jeu un principe de **toxicité aigüe** qui, en fonction d'un épisode particulier lié au contexte hydrologique et/ou de gestion minière, va occasionner une bouffée importante de métaux dissous susceptibles de provoquer des mortalités rapides d'espèces sensibles et une sélection des espèces les plus tolérantes. Même si, au cours de ce programme, nous n'avons pas disposé de données suffisamment discrétisées pour aborder la dynamique des altérations toxiques au site d'étude et pour chaque événement temporel, la sélection d'espèces d'alerte faite par TITAN et complétée par expertise vis-à-vis du Nickel dissous et du Chrome dissous a permis de cibler 2 listes d'espèces tolérantes à ces métaux lourds et probablement capables, selon le cas, de rendre compte d'impacts sur les communautés exercés par 2 principes bien différents d'application d'effets toxiques (aigus /vs chroniques).

Toujours dans cette catégorie d'impacts miniers, la pression de **colmatage latéritique** introduit une dimension d'évaluation de perturbations imposant sur le milieu une **importante composante physique** (pression d'abrasion, de colmatage, gêne occasionnée, pour l'accès à la lumière d'organismes primaires phototrophes, par un ou des épisodes plus ou moins prolongé(s) de turbidité déclenché(s) sur la colonne d'eau et par le recouvrement mécanique des diatomées fixées sur les substrats). Il est aussi envisageable (aspect non abordé spécifiquement au cours de ce programme) que cette pression latéritique recouvre une part d'influence toxique, en fonction d'une spécificité de composition des latérites érodées issues d'activités minières.

La réflexion visant à structurer et à formuler l'IDNC (voir Figure 53 en page suivante) a principalement porté sur la façon la plus opportune, dans l'état actuel des données disponibles :

- 1) d'agrèger les informations pour rendre compte de façon sérieuse et intelligible de la nature des altérations dominantes sur un site donné,
- 2) de tenir compte des spécificités respectives de manifestation des altérations trophiques et des altérations minières, afin de fournir au final l'évaluation la plus robuste et la plus fiable possible de l'état écologique.

Sachant que la vocation affichée d'un tel outil phytocénotique reste au final d'obtenir une évaluation écologique globale, intégrative et représentative de l'état du site.

V.7.1.1 Aspects de bioindication « trophique »

La bioindication de cette catégorie d'altérations, l'aspect trophique étant ici considéré au sens large, regroupe toutes les altérations, souvent groupées et difficilement distinguables (*cf* pollutions domestiques, pollutions de STEP, d'industries agro-alimentaires, pollutions diffuses agricoles...), qui provoquent un enrichissement global des milieux aquatiques en nutriments et une élévation de leur niveau trophique.

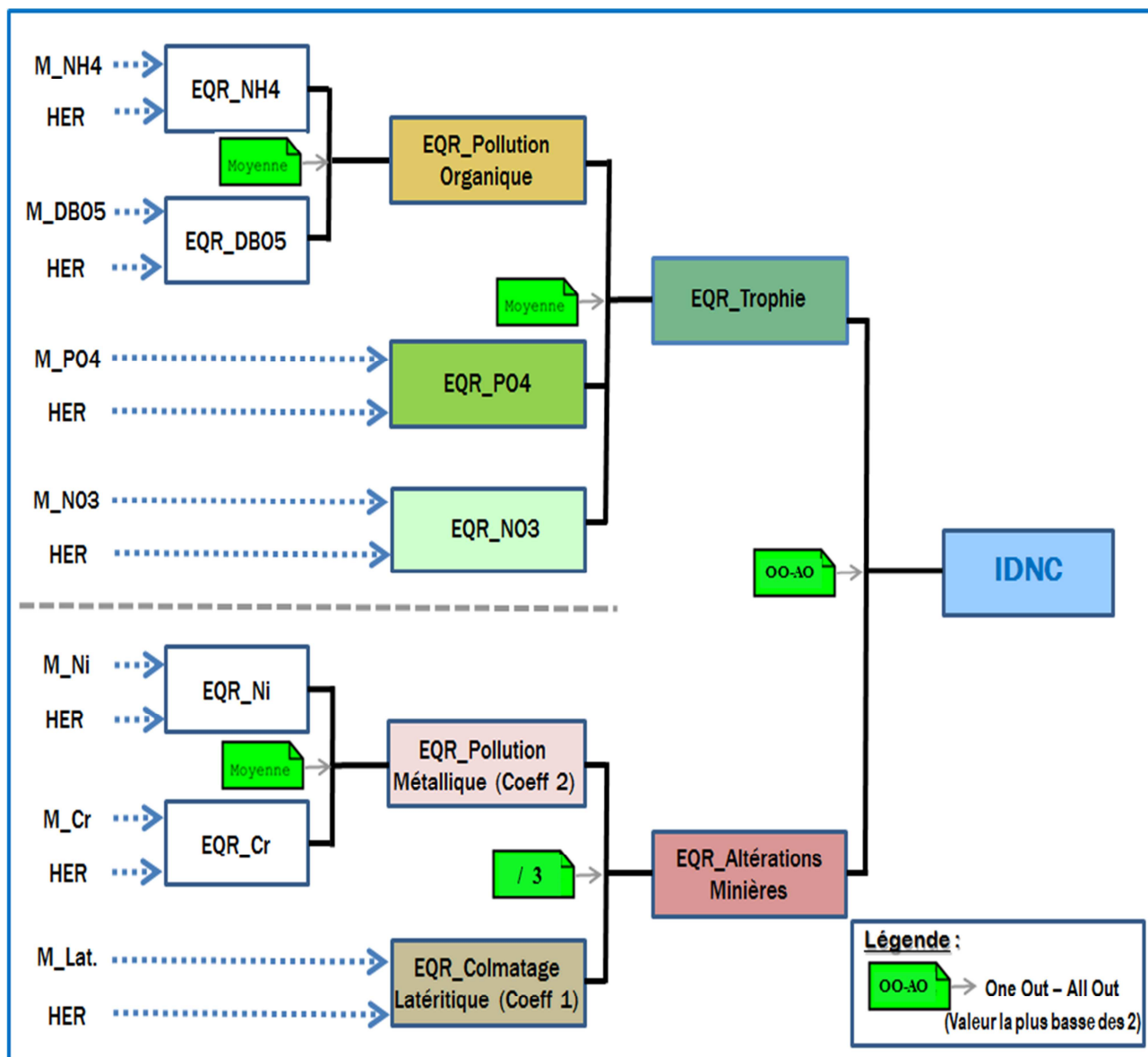


Figure 53 : Démarche consolidée de formulation du nouvel indice multimétrique (IDNC)

Les diatomées benthiques des cours d'eau ont largement fait la preuve de leur sensibilité à l'enrichissement en nutriments des milieux, et beaucoup d'indices diatomiques déjà utilisés de par le monde procurent une bioindication performante à ce niveau.

3 types de nutriments participent principalement à cet enrichissement des milieux aquatiques, à savoir le **phosphore**, les formes de l'**azote** et, par effet plus indirect, la **matière organique**, souvent quantifiée par son contenu en carbone organique, qui déclenche effets fermentaires, minéralisation et libération de nutriments, ainsi que déficit en O₂ dans la colonne d'eau (d'autant plus accusé que l'écoulement est peu turbulent).

La façon la plus souhaitable et la plus représentative *a priori* pour appréhender de façon robuste les effets de la pression de matière organique sur les cours d'eau locaux aurait été d'associer des analyses de **carbone organique dissous ou total**, d'**azote Kjeldahl** et de **DBO5**.

L'analyse de carbone organique permet une représentation directe du carbone organique contenu dans l'eau brute ou filtrée. C'est donc une représentation du contenu total en matière organique de l'eau si l'analyse porte sur l'eau brute, du carbone organique dissous si l'analyse est réalisée sur eau filtrée. Le dosage de l'azote Kjeldahl, qui représente la composante azotée de cette matière organique, permet de donner une bonne idée de sa fermentescibilité et de sa biodégradabilité rapide. En effet, plus le rapport C/N est faible (autrement dit, plus la proportion d'azote est forte), plus cette matière organique est facilement attaquable et minéralisable par les micro-organismes, mais aussi, plus elle va être génératrice de demande en oxygène sur le secteur de cours d'eau à l'aval du rejet, ce qui nuira à l'intégrité écologique du milieu aquatique. Enfin, la DBO5 représente le potentiel de consommation d'oxygène de la matière organique biodisponible contenue dans l'échantillon d'eau par les micro-organismes hétérotrophes fermentaires prenant en charge sa minéralisation, ce dernier descripteur présentant l'inconvénient d'être assez rapidement évolutif dans l'échantillon, surtout sous des conditions tropicales.

Malheureusement, les pratiques locales de surveillance, non homogènes selon la vocation et les objectifs des différents réseaux en place, ne produisent pas systématiquement ces analyses. D'autre part, il n'était pas facile de compléter de façon homogène une matrice à trous dans le contexte contraint de ce programme et compte-tenu des possibilités logistiques locales. En effet, même sans mettre au premier plan les contraintes budgétaires imposées par le niveau de financement limité de ce programme, il n'était pas aisé sur le plan logistique et sur le plan de la cohérence d'ensemble d'aller procéder à un ré-échantillonnage de points éloignés pour seulement 1 paramètre chimique complémentaire ou 2, à une date différente de celle de l'analyse de base. De plus, dans le contexte local, chaque laboratoire n'est pas forcément en mesure de prendre en charge ces analyses au moment du besoin, en fonction de son plan de charge déjà en place, de la palette d'analyses qu'il propose ou, plus basiquement, de la faible rentabilité de prise en charge d'un échantillon ou d'une série d'échantillons pour l'analyse d'un seul paramètre complémentaire.

Dans ce contexte, il a fallu composer au mieux avec la matrice de données disponible en fin de programme. En effet, à l'issue des acquisitions de terrain, le référentiel d'azote Kjeldahl disponible était trop partiel pour pouvoir être complété avec une bonne fiabilité par expertise. Comme illustré dans le haut de la Figure 53, nous avons donc décidé de représenter **l'altération organique** par une métrique renormalisée (EQR) basée sur la réponse biologique des communautés de diatomées à 2 descripteurs abiotiques suffisamment complets dans la matrice de données et les plus susceptibles de représenter l'altération organique : la **DBO5** et le **NH4** qui, en l'absence de N Kjeldahl, est la forme d'azote minéral la plus proche du début de minéralisation de la matière organique (résultat de la phase d'ammonification en cours). Malheureusement, dans le contexte tropical, la DBO5 et possiblement aussi le NH4, en eaux à pH plutôt alcalin (c'est le cas), sont soumis de façon assez probable à une évolution interne dans l'échantillon, variable selon les conditions de température et d'ensoleillement du moment, selon la durée effective de la mission de terrain et en fonction de l'aspect perfectible de la chaîne de froid (basée sur l'utilisation de glacières et de pains de glace). Les référentiels de ces 2 paramètres sont donc sujets à une baisse plus ou moins contrôlée et variable des valeurs dans certains échantillons (tout le référentiel de valeurs de DBO5 étant plus ou moins atténué, fait qui avait déjà été bien caractérisé dans les études DOM précédentes, et certaines valeurs n'étant plus quantifiables au moment de l'analyse en laboratoire).

Ces évolutions, variables selon les conditions de mission et l'hydrochimie propre aux différents échantillons, peuvent générer un bruit de fond accru dans la relation entre valeur d'analyse abiotique et réponse biologique spécifique à ces 2 paramètres.

Ce point perfectible relatif à l'évaluation d'altération organique étant bien identifié, les différentes phases intervenant dans la procédure de construction et de calcul de l'IDNC sont résumées brièvement ci-dessous, en déroulant à titre d'exemple la **procédure détaillée de construction de la métrique synthétique d'altération organique**. La procédure suivie ayant été exactement comparable pour chaque paramètre ou groupe de paramètres, elle ne sera plus détaillée à nouveau ensuite.

L'outil TITAN a permis de sélectionner 2 premières listes de taxons d'alerte vis-à-vis des 2 gradients de valeurs des paramètres DBO5 et NH4 (cf. Tableau 9). Puis le profil spécifique de chaque taxon pour chaque paramètre a été réexaminé et ces listes ont été complétées à la marge par expertise cf. Tableau 11 des **listes de taxons d'alerte consolidées par expertise**, en page 173).

Les métriques biologiques « brutes » DBO5 et NH4 ont ensuite été calculées à partir du contenu en taxons d'alerte des inventaires diatomiques (cf. contenu du Tableau 11), en utilisant et la formule-type de calcul des métriques biologiques brutes indiquée à la page 155 du présent rapport. Ces métriques brutes ont ensuite été renormalisées en échelles d'évaluation exprimées en EQR par région naturelle (*i.e.* les 6 HER « aménagées »), à partir du point d'ancrage de la limite de classe TBE-BE calé en fonction de la valeur obtenue au niveau du percentile 25 des résultats des relevés de référence internes à chaque zone. Les règles de construction des échelles d'évaluation en EQR sont indiquées p194 et 195.

1) La **mesure des effets de l'altération organique** fournie par un relevé diatomique i , probablement en assez bonne concordance, dans les conditions locales, avec la forte affinité des taxons pour le trait auto-écologique de **Saprobie** de *van Dam* (1993), est obtenue en calculant la moyenne entre EQR_DBO5_i et EQR_NH4_i , selon la formule suivante :

$$EQR_ORG_i = \frac{(EQR_DBO5_i + EQR_NH4_i)}{2}$$

On a vu que les 2 métriques constitutives de cette **métrique organique** possèdent chacune des limites de représentativité, à la fois pour le problème évoqué de possibilité d'évolution rapide de la composition interne de l'échantillon et aussi, en ce qui concerne le NH4, par une approche un peu plus éloignée du contenu de la colonne d'eau en azote organique (il aurait été préférable pour cela se baser directement sur le N Kjeldahl dosé dans les échantillons d'eau).

C'est en fonction des limites pré-indiquées qu'il a été choisi de représenter cette catégorie d'altération par la **moyenne des réponses biologiques à ces 2 descripteurs**. Malgré les défauts de représentativité qu'ils présentent l'un et l'autre, cette pratique intégrative donne certainement une réponse **plus robuste et plus fiable** de représentation de l'altération organique que celle basée sur la seule DBO5, dont les valeurs du référentiel analytique sont globalement atténuées et très probablement entachées d'un bruit de fond non négligeable, généré par une évolution interne différente des échantillons.

Au final, cette métrique organique intégrée, assise sur 2 paramètres, comptera pour **1/3 de l'assise de l'évaluation trophique**, au même titre que les 2 descripteurs suivants.

2) **Mesure des effets de l'eutrophisation** : Dans le domaine des eaux douces, le **PO4** est réputé être le nutriment le plus directement en cause dans les **phénomènes d'eutrophisation**. Il a donc été créé une métrique d'altération spécifique, comptant là aussi pour 1/3 de l'assise de l'évaluation trophique, visant à évaluer la réponse des espèces diatomiques aux teneurs en orthophosphates révélées par les échantillons d'eau prélevés aux sites d'étude (qui pourrait être plus ou moins mise en correspondance avec le trait auto-écologique de **Trophie** de *van Dam*).

3) **Mesure des effets des nutriments azotés** : S'inspirer assez directement d'un autre trait auto-écologique caractérisé par *van Dam*, à savoir le trait de **N-Trophie**, aurait été d'un grand intérêt dans l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau à partir des diatomées.

Cependant, pour établir l'affinité ou la sensibilité des diatomées avec les formes de l'azote, cet auteur s'est basé sur toutes les formes d'azote analysées à un site, associant les situations les plus altérées par de l'azote organique aux espèces diatomiques N-hétérotrophes, qui représenteraient le signal d'alerte le plus fort, puis déclinant des traits autoécologiques, selon les formes de l'azote et leurs quantités, jusqu'aux taxons N-oligotrophes (absence complète d'azote organique, très faibles teneurs d'azote nitrique).

Il ne nous a pas été possible ici de prendre en compte un bilan complet des formes de l'azote fournies par l'analyse pour représenter ce gradient intégré de formes azotées. L'azote Kjeldahl, comme déjà dit, n'était pas disponible sur le référentiel complet. Une nouvelle prise en compte de l'ammoniac, paramètre susceptible d'évoluer de façon différentielle dans les échantillons d'une part, et déjà employé par défaut comme l'un des 2 paramètres utilisés pour évaluer la charge organique d'autre part, provoquerait une redondance et une co-variabilité importante entre les 2 métriques « matières organiques » et « azote ». Enfin, les nitrites sont une forme d'azote très transitoire, très minoritaire en quantité relative d'azote et très rapidement évolutive (vers la forme nitrate ou vers la forme NH_4 selon l'ambiance redox de l'échantillon), qui est plutôt négligeable sur le plan quantitatif et conduisait à une sélection aléatoire de taxons d'alerte (gradient abiotique peu explicite et mal stabilisé).

Devant ces difficultés à agréger, de façon représentative et non autocorrélée avec les autres métriques de trophie, les différentes formes de l'azote, il a été choisi de créer **une métrique particulière NO3** représentative pour partie des pollutions diffuses agricoles par fertilisation azotée des parcelles, et pour partie de l'influence des rejets domestiques diffus à l'aval des bassins versants, après minéralisation et oxydation complète de l'azote disponible. Cette métrique participera aussi à hauteur de 1/3 de l'évaluation trophique réalisée dans l'IDNC.

En fin de processus de formulation, pour l'**évaluation intégrée d'état trophique** basée sur un relevé diatomique et après que les 3 métriques d'évaluation aient été renormées par rapport au domaine de variation des références internes dans chaque ensemble naturel homogène identifié (expression en EQR_M par HER « aménagées »), il a été décidé de créer une **métrique intégrative de trophie** s'appuyant sur la moyenne des 3 métriques renormées précédemment décrites.

Pour un relevé diatomique i , la métrique biologique intégrée de réponse des taxons au gradient trophique va se calculer selon la formule suivante :

$$EQR_Trophie_i = \frac{(EQR_ORG_i + EQR_PO4_i + EQR_NO3_i)}{3}$$

V.7.1.2 Aspects de bioindication des altérations minières

En faisant abstraction d'incidents particuliers d'exploitation toujours possible (comme des fuites d'acides), les pollutions minières les plus habituelles vont d'une part, provoquer une augmentation de la charge des eaux en métaux, la partie la plus biologiquement active étant constituée par les **métaux lourds dissous**. Dans le contexte ultramaïfique de Nouvelle-Calédonie, les 2 métaux lourds les plus susceptibles de provoquer des phénomènes de toxicité sont le **nickel**, métal faisant l'objet d'une exploitation économique directe, et le **chrome**, qui est aussi contenu en assez fortes quantités dans les gisements et horizons exploités pour le nickel.

Une autre composante importante des nuisances minières sur les cours d'eau et milieux littoraux patrimoniaux (lagons) dans lesquels ils débouchent, est la **charge en MES latéritiques**, dont une partie existe naturellement, mais que les diverses activités liées à l'exploitation minière vont avoir tendance à renforcer.

Il a donc semblé important, au moment de formuler la partie de l'IDNC portant sur les altérations minières, de tenir compte de ces 2 types de gradients d'altération, qui sont effectivement renforcés par l'exploitation minière (altérations de type toxique, altérations incluant au moins pour partie des effets physiques, du type aspects mécaniques, de colmatage, de gêne d'accès à la lumière etc...).

Nota : Afin d'essayer d'asseoir cette partie d'évaluation sur un panel de descripteurs le plus diversifié possible, une troisième piste de travail a été étudiée en cours de programme, à savoir l'effet des altérations minières au sens large sur **diverses caractéristiques de biodiversité des assemblages diatomiques**. Or, si cette piste a pu révéler des résultats intéressants et quelques réponses nettes des communautés à ce niveau (forte diminution du nombre de taxons de certains assemblages, déséquilibre d'équitabilité avec un petit nombre d'espèces devenant extrêmement dominantes, signant ainsi de façon nette l'influence forte d'une perturbation sur la composition des communautés biologiques concernées), l'inconvénient était que, par rapport à une altération identifiée, ce type de réponse générique est plus globalisant que des informations bien ciblées sur des taxons d'alerte repérés à l'espèce, mais aussi que des effets assez similaires sur la composition des communautés multispécifiques peuvent aussi être déclenchés par certaines perturbations d'origine tout autre que minière (exemple de zones de baignade, d'aval d'une grosse cascade, de l'effet physique de gros épisodes de crues etc...). La conclusion d'étape sur ce domaine d'investigation a été que, si les indicateurs de biodiversité pouvaient venir appuyer une évaluation d'impacts miniers, leur réponse n'était pas assez spécifique de ce type de perturbations, des réponses du même type pouvant être provoquées par d'autres raisons, dont certaines complètement naturelles. Leur réponse, peu spécifique, n'est pas assez informative pour indiquer une nature spécifique de perturbation, ni pour renseigner sur son origine naturelle ou anthropique.

Elle serait donc difficilement exploitable en l'état pour une évaluation globale d'état écologique de cours d'eau, qui vise en particulier à mesurer l'écart occasionné par les impacts anthropiques par rapport à l'état de référence adéquat pour la zone naturelle considérée.

Mais par contre, mobilisés dans un 2^{ème} temps sous condition circonstanciée d'impact de nature minière (par exemple sur des dispositifs encadrant un amont et un aval d'infrastructure minière), leur mobilisation pourrait être pertinente pour mieux spécifier l'effet et pour mieux quantifier le niveau d'impact. A ce titre, ils pourraient être plus intéressants et faire l'objet d'une utilisation afin de conforter la mesure des signaux d'impacts miniers dans un futur **outil de diagnostic**, en 2^{ème} niveau et via un logigramme proposant leur prise en compte et l'interprétation de leurs résultats sous condition de réponse positive préalable d'autres descripteurs.

Cette piste méritera donc d'être creusée de nouveau à l'avenir mais dans l'état, ces descripteurs de «biodiversité globale des communautés» manquaient trop de spécificité pour intervenir dans la formulation de l'IDNC.

3 métriques d'effet biologique ont donc été mobilisées pour venir appuyer l'**évaluation d'impacts miniers**. Pour la clarté de la logique de construction, elles ont été séparées en 2 domaines bien identifiés (partie basse de la **Figure 53**) :

- Un domaine d'évaluation des **pollutions toxiques** occasionnés par des **métaux lourds dissous**, reposant sur une métrique biologique renormalisée « Ni dissous » et sur une autre « Cr dissous »,
- Un domaine d'évaluation des **altérations minières de nature plutôt physique et mécanique**, en liaison avec le gradient de **colmatage latéritique** observé sur les sites aux dates d'échantillonnage des biofilms diatomiques.

Les 3 métriques intervenant au final de façon équipondérée (calcul de la moyenne arithmétique entre les 3 valeurs), la **métrique biologique intégrée d'altération minière**, pour un relevé diatomique i , pourra se calculer le plus simplement selon la formule suivante :

$$EQR_MIN_i = \frac{(EQR_Ni_i + EQR_Cr_i + EQR_Lat_i)}{3}$$

V.7.1.3 Formulation de l'IDNC : agrégation finale

Pour décider de l'agrégation finale des informations apportées par les 2 domaines d'évaluation pris en compte par l'IDNC, le raisonnement suivi a été le suivant :

- les **altérations de nature trophique** qui, selon le cas, vont s'exercer de façon différenciée ou regroupée, selon la caractéristique du contexte local et celle du rejet (exemples opposés d'un site aval concerné à peu près uniquement par de la pollution diffuse par les nitrates / vs rejet de la STEP de Nouméa à la station YAH2, pour lequel tous les nutriments arrivent en même temps au cours d'eau en fortes teneurs et en un même lieu), fonctionnent plutôt sur le mode d'une **élévation plutôt chronique du niveau trophique d'un cours d'eau**.

Sans qu'il n'intervienne forcément d'épisodes brutaux de mortalités, des taxons oligotrophes sont défavorisés et deviennent moins compétitifs dans un contexte enrichi en nutriments. Au contraire, des taxons eutrophes ou saprobes sont favorisés par un contexte local enrichi et leur forme de vie (ex des taxons motiles, des formes dressées et recouvrantes à développement important) peut encore amplifier leur avantage compétitif dans un tel contexte, où ils finissent par dominer l'assemblage local malgré la dérive permanente de taxons plus oligotrophes venant de l'amont.

- les **altérations de type minier**, s'il peut arriver dans quelques cas qu'elles s'appliquent de façon relativement chronique, peuvent aussi être très variables dans le temps, sous une conjonction de caractéristiques d'exploitation et d'évènements hydro-climatiques favorisant. Sur des sites sous influence d'activités minières, il est tout-à-fait possible que la caractérisation du milieu (analyses d'eau, observation des substrats) ne révèle pas de pollution chronique au moment de la mission de terrain, mais que des phénomènes momentanés de forte perturbation, souvent liés à un épisode hydro-climatique transitoire mal ou pas du tout capté par la stratégie ponctuelle d'échantillonnage, déclenchent un pic important de concentration de métaux dissous, qui provoquera un fort épisode de **toxicité aigüe** et la **mortalité des taxons sensibles**. C'est aussi à l'occasion de tels évènements hydroclimatiques que vont surtout se déclencher d'importantes **bouffées latéritiques** qui pourront occasionner diverses perturbations de type effet mécanique, colmatage du fond du cours d'eau, gêne pour l'accès à la lumière, vital pour des formes de vie phototrophes fixées etc...

Pour les **pollutions « trophiques »**, la liaison entre espèces dominantes et conditions chimiques de l'eau a d'assez bonnes chances de se rejoindre en tendance dans la plupart des cas, même si la description de la chimie de l'eau va forcément comporter des imperfections de représentation temporelle (souvent un seul échantillon ponctuel d'eau prélevé pour représenter un épisode de croissance diatomique de 2 mois).

Dans le cadre de la description d'**impacts miniers liés aux métaux dissous**, la représentativité de l'échantillon d'eau est encore nettement plus aléatoire en vue de décrire des **manifestations toxiques** qu'ont pu vivre des biofilms diatomiques antérieurement à l'opération d'échantillonnage sur le terrain :

- 1) Dans le cas de **pollutions métalliques chroniques**, l'échantillonnage de chimie aura des chances non-négligeables de rendre compte d'un certain degré d'exposition du site, même si le référentiel de valeurs, souvent très variable en fonction du temps dans un tel cas, ne pourra pas être rendu fidèlement par l'unique échantillon ponctuel prélevé.
- 2) Concernant maintenant les phénomènes de **toxicité aigüe**, le résultat d'un échantillon ponctuel sera encore beaucoup plus aléatoire si les impacts ont pris la forme de **bouffées toxiques** fonctionnant sur le mode d'intoxication aigüe, pouvant traduire une présence nulle de métaux alors qu'un ou plusieurs épisodes de toxicité aigüe ont pu concerner le site et marquer fortement ses cortèges diatomiques lors de l'évènement temporel ayant influencé l'échantillonnage de biofilm. Pour cet aspect de bio-indication d'impacts toxiques miniers, il nous faut donc compter sur une certaine cohérence globale de la conjonction entre présence de taxons tolérants et repérage de présence de toxiques sur tout le jeu de données d'étude.

En effet, il y a une forte probabilité pour que, vis-à-vis d'un relevé diatomique prélevé à une date donnée, la représentativité temporelle du résultat d'un échantillon chimique ponctuel, même prélevé à la même date, soit plutôt mauvaise sur le plan de sa teneur en métaux dissous. Par contre, la composition taxonomique de l'échantillon diatomique, qui aura pu intégrer des phénomènes transitoires de toxicité dans la composition des assemblages sélectionnés sur place, rendra certainement compte de façon plus fiable et intégrative qu'un simple échantillon ponctuel d'eau, de ce qui s'est réellement passé sur la station au niveau des pollutions métalliques. Il nous faut donc faire confiance à la relation de large échelle qui s'établit entre le jeu de données de chimie des métaux dissous et la matrice biologique pour associer le message des espèces à la probabilité de contamination métallique (ce que TITAN nous a aidés à réaliser), cette relation ayant beaucoup moins de chances de s'établir sur un doublet individuel de données prélevés sur un cours d'eau donné à une date donnée que statistiquement sur le jeu de données global.

Pour la détection d'effet des **altérations latéritiques minières**, la difficulté était d'une autre nature. En effet, si les milieux peuvent garder une certaine mémoire d'épisodes hydroclimatiques passés, même en étant revenus à l'étiage (un milieu qui a été soumis à une grosse bouffée latéritique gardera en principe des traces tangibles de dépôts et de colmatage au moment de l'observation visuelle associée à la mission de terrain), la difficulté a surtout consisté à pouvoir isoler ce qui résulte d'un **épisode naturel**, certains cours d'eau de référence pouvant être soumis à un assez fort contexte local de pression latéritique naturelle, de la part additionnelle d'**effets anthropiques** associée à une activité de type minier.

Au bilan, les 2 grands types d'altérations abordés par l'IDNC (enrichissement trophique /vs altérations liées à l'activité minière) sont tout-à-fait différents par leur nature et par les principes accompagnant la sélection locale des flores de l'inventaire.

D'autre part, fait déjà révélé dès le 1er niveau de ségrégation des assemblages diatomiques lors de l'opération de biotypologie, **le contexte de Nouvelle-Calédonie est particulièrement tranché sur le plan géochimique** et immédiatement, par contrecoup, **sur le plan des flores naturelles** qui fréquentent ces types d'habitats. Même si quelques exceptions existent (exemple d'une pollution trophique liée à une base-vie minière sur la station BNN1 de la Rivière Baie Nord-Bras Nord, en HER ultramafique D), la bioindication va plutôt se réaliser **de manière disjonctive** entre les 2 grands types de contextes géologiques et floristiques (contexte volcano-sédimentaire présentant surtout des risques de pollutions de nature trophique, contexte ultramafique plutôt oligotrophique et plus soumis par nature à des risques d'altérations de type minier).

Dans ce contexte, il ne serait pas très efficace de faire la moyenne entre les 2 métriques intégratives pour produire le résultat d'IDNC, la moyenne entre les 2 termes venant presque à tout coup modérer l'évaluation finale et faire perdre de la sensibilité à l'outil par rapport à la finesse d'évaluation permise sur ces 2 domaines bien spécifiques.

Aussi, suivant en cela un principe d'application de la DCE assez souvent mis en pratique en matière d'évaluation, nous avons fait le choix d'agrèger les résultats d'évaluation dans les 2 domaines (trophique, minier) **selon le principe du One Out-All Out (OO-AO)**. Autrement dit, pour un relevé donné, c'est le résultat d'évaluation **le plus sévère** de ces 2 métriques intégratrices qui sera retenu comme résultat final de l'IDNC.

V.7.2 Résultats obtenus par l'IDNC sur le réseau

L'examen des résultats a tout d'abord été réalisé à l'échelle complète du réseau d'étude, afin de diagnostiquer si les résultats d'ensemble obtenus avec la version d'IDNC actuellement proposée étaient cohérents et si l'on retrouvait bien, dans l'évaluation pratiquée, une classification d'état de sites-repères en conformité avec la connaissance-expert capitalisée sur place par les scientifiques, opérateurs et gestionnaires de terrain. L'examen du classement de sites qui suit examine donc étape par étape les différents éléments d'évaluation disponibles :

- les uns analysés sur la base du cadre interprétatif abiotique national existant (SEQ Eau) qui, pour certains paramètres, n'est pas forcément adapté au contexte local de Nouvelle-Calédonie (contexte tropical plutôt que tempéré, bruit de fond métallique très spécifique aux formations géologiques ultramafiques, etc ...),
- les autres s'appuyant sur les messages biologiques délivrés par la composition floristique des assemblages diatomiques, interprétés selon le schéma d'interprétation de l'information actuellement proposé (notamment listes de taxons d'alerte par paramètre, procédures d'agrégation par grand domaine d'altération).

Ce chapitre se termine par l'examen des résultats intégrés finaux d'évaluation de l'État Écologique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, tels que procurés par l'IDNC à partir de la composition de leurs assemblages diatomiques.

V.7.2.1 Classement selon la qualité chimique des cours d'eau

La Figure 54 (cf. page suivante) a été construite sur la base de l'interprétation, à l'aide des seuils du SEQ Eau actuellement utilisés en France métropolitaine, des données de qualité des eaux obtenues sur chaque site d'étude au cours de chacune des 4 campagnes de terrain.

Cette figure a été organisée selon la logique la plus proche possible de celle qui a prévalu pour construire l'IDNC. En effet, en partant de la partie gauche de la figure sont successivement présentés les résultats d'évaluation de 4 groupes de paramètres « trophiques » du SEQ Eau, dont 3 sont assez comparables à la portée des métriques « trophiques » prises en compte dans l'IDNC. Les 2 colonnes les plus à droite concernent la description abiotique d'altérations qui pourraient être mises en rapport avec la partie « Altérations minières » de l'IDNC (micropolluants minéraux qui intègrent les concentrations en métaux dissous, particules en suspension qui, sans préjuger du fait que le résultat analytique « MES » d'un échantillon d'eau corresponde à ce qui a été observé au terrain, peut faire l'objet d'un examen au regard de l'observation qualitative « colmatage latéritique »).

Il convient cependant de préciser que certains paramètres ou descripteurs utilisés dans le SEQ Eau (voir Tableau 13 en p 219) n'étaient pas présents ou complètement présents dans notre jeu de données (exemples de la DCO, du carbone organique, du N Kjeldahl...), nous avons donc calculé l'état de qualité physico-chimique et chimique du site selon le SEQ Eau en agrégeant le maximum de descripteurs disponibles dans les résultats d'analyses de Nouvelle-Calédonie au site et à la date concernée. Cela peut donc couvrir quelques hétérogénéités intersites (par exemple, sites non miniers avec analyses NKJ, mais la plupart des sites des réseaux miniers sans NKJ...).

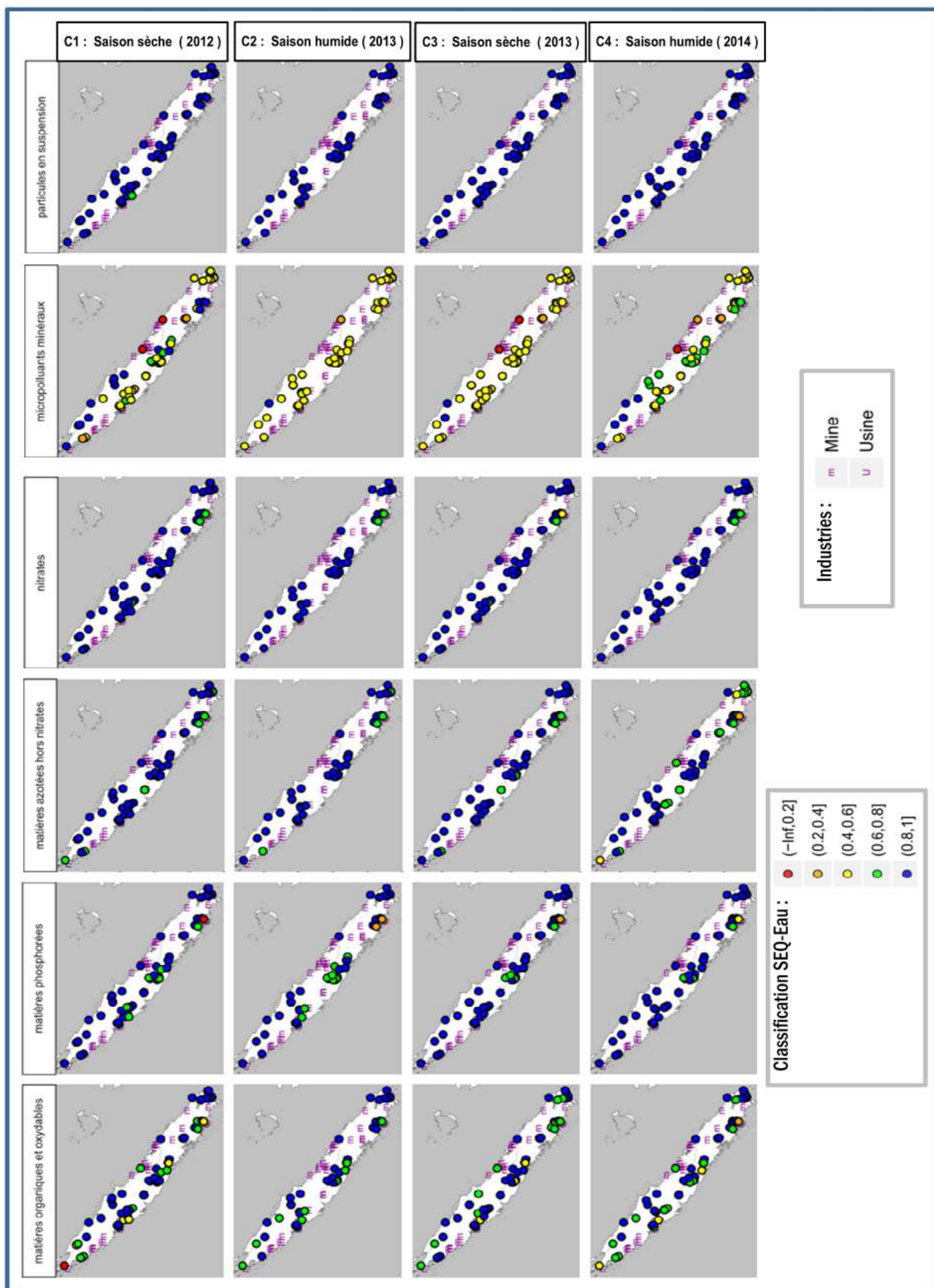


Figure 54 : État abiotique donné par le SEQ Eau par groupe de paramètres pour les 4 campagnes.

Tableau 13 : Groupes de paramètres d'altération du SEQ Eau (hors micropolluants organiques de synthèse). Source : <http://diemvce5.org/images/tele/seq-eau-principes.pdf>

Altérations	Paramètres
1 Matières organiques et oxydables 2	O ₂ d, %O ₂ , DBO5, DCO, Carbone organique, THM potentiel, NH ₄ ⁺ , NKJ,
2 Matières azotées hors nitrates ²	NH ₄ ⁺ , NKJ, NO ₂ ⁻
3 Nitrates	NO ₃ ⁻
4 Matières phosphorées	PO ₄ ³⁻ , Ptotal
5 Effets des proliférations végétales	Chlorophylle a + phéopigments, algues, %O ₂ et pH, ΔO ₂
6 Particules en suspension	MES, Turbidité, Transparence SECCHI
7 Température	Température
8 Acidification	pH, Aluminium (dissous)
9 Minéralisation	Conductivité, Résidu sec à 105°C, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , TAC, Dureté
10 Couleur	Couleur
11 Micro-organismes	Coliformes thermotolérants, Coliformes totaux, Escherichia Coli, Entérocoques ou streptocoques fécaux
12 Micropolluants minéraux - sur eau brute - sur bryophytes - sur sédiments - sur MES	Antimoine, Arsenic, Baryum, Bore, Cadmium, Chrome total, Cuivre, Cyanures libres, Etain, Mercure, Nickel, Plomb, Sélénium, Zinc

² les paramètres NKJ et NH₄⁺, de mesure de l'azote réduit, se trouvent dans deux altérations au titre de deux effets différents : la consommation d'oxygène (matières organiques et oxydables) et la nutrition des algues et des végétaux (matières azotées hors nitrates)

Les résultats présentés sur la Figure 54 restent donc indicatifs (interprétation de qualité abiotique du milieu aquatique selon SEQ Eau tirant parti du maximum de descripteurs analytiques disponibles au site, cadre référentiel utilisé en métropole pas forcément adéquat pour une évaluation abiotique judicieuse dans le contexte local). Cependant, leur présentation offre l'intérêt de pouvoir comparer, discuter et mettre en perspective, par rapport à ce cadre d'interprétation abiotique, la qualité des résultats des métriques biologiques de l'IDNC.

La première colonne à gauche de la figure concerne l'**altération par les matières organiques et oxydables** récapitulée successivement sur les 4 campagnes de terrain (dans notre cas, Conc. O₂, % Sat. O₂, DBO5, NH₄, NKJ sur les sites où cette dernière information était disponible). L'information abiotique intégrée sur ces sites est consistante, permettant tout particulièrement de mettre en évidence l'altération forte et répétée du site aval exutoire de la STEP de Nouméa (YAH2) et, selon les dates, de la Foa aval agglomération (LAF2), de la Boghen sous influence urbaine (BOG3), de la Douencheur à Bourail (DOU3), de la Pouembout aval (POU3). A noter un échantillonnage non représentatif de l'état habituel du cours d'eau, que nous avons eu l'occasion de faire en situation d'étiage très sévère (quasi-absence de débit) et d'accumulation de matière organique sur la station NOM1 (Nord de la Grande Terre, secteur de Poum), occasionnant une situation locale très fortement désoxygénée. Logiquement, ce prélèvement très particulier marque une très forte perturbation à cette date, ce qui était le résultat attendu. Ce point de réseau a ensuite été déplacé de l'aval vers l'amont du pont de la route nationale pour le reste de l'étude.

La colonne suivante rend compte de la pollution par les **matières phosphorées**. La Nouvelle-Calédonie a en général un contexte plutôt oligotrophe. Le panorama ressort donc comme peu altéré en général, avec une légère élévation de niveau trophique occasionné par des tribus et les implantations humaines du secteur de Bourail (restant cependant dans la classe verte du Bon État).

2 sites ressortent de moyennement à très fortement altérés selon les dates : le site YAH2 (aval STEP de Nouméa) et KAR2 (occupation urbaine, agglomération de Païta).

La troisième colonne qui, dans le contexte des données hydrochimiques acquises sur place, n'a pas vraiment d'équivalent dans l'IDNC, concerne les **matières azotées sauf nitrates**. L'information sur ce type d'altération fait en gros ressortir les mêmes points altérés que les matières organiques et oxydables (Notamment YAH2 selon les dates), mais peut aussi révéler un début d'altération différent (exemple, en Campagne 4, de plusieurs relevés du Sud de l'HER D concernant la Rivière Baie Nord, le site RIL2 de la Rivière des Lacs, la Rivière Mont Dore KUE3 et KAO2). A noter également que quelques sites en HER B « Plaine Littorale Ouest » sembleraient marquer un début d'altération azotée (KAA3, WAO1) sans avoir répondu spécifiquement aux matières organiques et oxydables. Ces différences montrent indirectement l'intérêt qu'il y aurait à intégrer systématiquement l'analyse de l'azote Kjeldahl sur les réseaux de Nouvelle-Calédonie, y compris sur sites ultramaïques miniers dont les flores ultra-oligotrophes pourraient révéler de façon plus consolidée un impact d'enrichissement trophique lié par exemple à l'implantation de bases-vies. Pour l'instant, c'est le NH4 et le NO2 (2 paramètres sujets à évolution rapide, donc peu robustes) qui matérialisent pour partie ce type d'altération.

Enfin, la quatrième colonne concerne l'**altération abiotique liée aux nitrates**. Les 2 sites qui marquent le plus à ce niveau sont le site YAH2 et le site KAR2 mais on peut faire le constat que le calage du SEQ paraît spécialement laxiste sur cette altération dans le contexte local, n'indiquant le plus souvent qu'une couleur verte sur ces sites et révélant une fois une altération moyenne sur le site YAH2 (pastille jaune), alors que ces sites sont les plus altérés par les nitrates de toute la Nouvelle-Calédonie. Il est question en métropole de réviser et de rendre plus sévère cette grille d'interprétation, la France faisant figure d'exception (et étant sous le coup de contentieux européens) du fait de sa position particulièrement laxiste sur ce descripteur par rapport aux autres pays d'Europe de l'Ouest.

Les 2 colonnes restantes focalisent sur des altérations plutôt à mettre en rapport avec la partie de l'INDC portant sur l'évaluation des **impacts miniers**.

A ce titre, la cinquième colonne en partant de la gauche de la Figure 54 : État abiotique donné par le SEQ Eau par groupe de paramètres pour les 4 campagnes. est également illustrative du décalage de l'outil SEQ Eau par rapport au contexte spécifique de Nouvelle-Calédonie. En effet, l'altération N°12 « Micropolluants minéraux » du SEQ Eau teinte en jaune, au moins à certaines dates, la grande majorité des sites du réseau d'étude à l'exception de l'HER F « Massif du Mont Panié ».

Cela montre que les teneurs en plusieurs métaux dissous ou totaux, y compris représentatives de contextes parfaitement naturels de Nouvelle-Calédonie, sont interprétées ici comme révélatrices d'une altération anthropique, car supérieures au bruit de fond naturel de métropole. C'est tout particulièrement le cas du Nickel et du Chrome dissous dans les HER ultramaïques D et E, mais éventuellement aussi d'autres métaux lourds dont les teneurs suffisent pour sembler marquer une altération dans d'autres contextes géologiques (contexte volcano-sédimentaire, ou région de collines schisteuses de la Pointe Nord).

Même si les sites ressortant comme les plus altérés sont effectivement des sites miniers procédant à l'extraction de nickel, l'outil calé sur le contexte géochimique métropolitain apparaît donc comme décalé pour l'utilisation des seuils de métaux lourds dans le contexte biogéographique local.

Enfin, l'examen de la 6^{ème} colonne, la plus à droite de la figure, montre que l'interprétation du SEQ Eau vis-à-vis de l'altération par les matières en suspension présentes dans les échantillons d'eau ne peut pas vraiment être mise en relation avec l'altération latéritique que nous cherchons à évaluer pour diagnostiquer les impacts miniers. En effet, les latérites sont des matériaux denses qui décantent vite et qui marquent peu les eaux brutes, sauf au cas où un prélèvement interviendrait juste pendant un épisode de crue accompagné d'une charge latéritique en suspension. Cela a eu peu de chances de se produire, puisque le protocole normatif de prélèvement recommande d'éviter les prélèvements diatomiques en régime instable et en particulier pendant un épisode de crue. De ce fait, beaucoup de prélèvements d'eau, réalisés de façon couplée à la même date de passage sur le terrain, ont aussi été réalisés hors épisode de crue en cours.

De fait, un seul site en première campagne passe du bleu au vert sur ce groupe de paramètres et ce qui est en cause n'était pas la présence d'une altération latéritique, mais la présence dosable de MES (30 mg/l) liées à un site aval de cours d'eau avec une pente très faible (relevé POU31), situé en zone de transition entre eau douce et eau salée.

La Figure 55 en page suivante présente les **résultats intégrés d'évaluation d'état physicochimique et chimique**, agrégés au relevé [site x date] à partir de tous les groupes de paramètres du SEQ Eau disponibles dans notre jeu de données.

Il ressort bien que l'état représenté est celui du groupe de paramètres le plus déclassant. Ces cartes, qui donnent une dominante d'évaluation jaune (Etat moyen) plutôt injustifiée, ont de grandes similitudes avec celles de la figure précédente représentant l'état basé sur les micropolluants minéraux (métaux lourds). Donc l'interprétation d'état chimique est ici très influencée par le groupe d'altération « micropolluants minéraux » et exagérément sévère dans le contexte local, en fonction d'un bruit de fond naturel en métaux lourds plus important en Nouvelle-Calédonie qu'en métropole, même en l'absence de toute nuisance anthropique minière. Cette grille d'évaluation décalée conduit à faire basculer en jaune de nombreux sites de référence sans aucune altération anthropique connue.

Au-delà de cette grande majorité de relevés évalués dans la classe d'état moyen (jaune) pour raison principale liée aux teneurs métalliques, on retrouve en classe orange ou rouge les sites présentant des pollutions anthropiques particulières marquées, au moins à certaines dates, parmi lesquels des sites de **pollutions domestiques et de STEP** (les plus marqués étant YAH2 et KAR2, mais la **pollution trophique** pouvant aussi marquer d'autres sites épars à une date ou à une autre, type RIL24 dans l'HER D au Sud, COC11 dans la plaine littorale Ouest...).

Enfin, cet état chimique intégré révèle clairement quelques sites impactés par des **activités minières** (de type WAN1, ADO1 en côte Est).

Néanmoins, d'autres sites peuvent apparaître déclassés en sortant à une date donnée du référentiel de qualité du SEQ Eau, sans qu'une altération anthropique ne soit forcément en cause (Exemples de TAO14 et TAD14 en zone Nord-Est, avec l'influence de chlorures, de sulfates et/ou de Na d'origine purement géochimique dans le 1^{er} cas, ou traduisant une influence littorale dans le 2^{ème}).

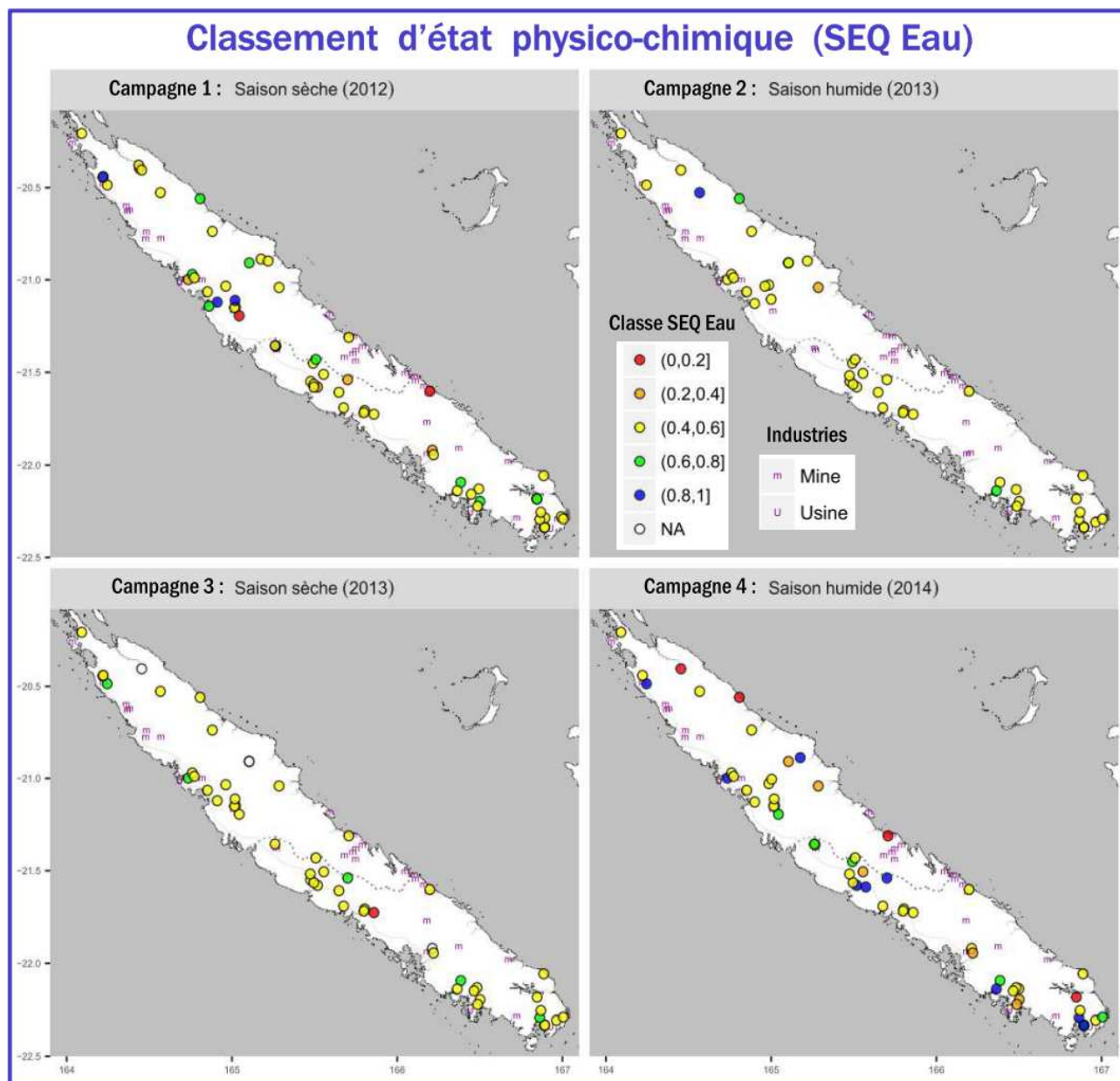


Figure 55 : État physico-chimique intégré des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie pour chaque relevé [site X date] (Classes du SEQ-Eau).

Au bilan, même si le SEQ Eau est un outil indicatif intéressant pour la comparaison entre état chimique et état indiqué par des maillons biologiques aquatiques, il mérite pour le moins une réadaptation locale des seuils pour pouvoir être utilisé de façon fiable en Nouvelle-Calédonie.

En effet, on a pu voir qu'il se montre trop laxiste pour les nitrates, problème en cours de résolution en métropole mais qui mériterait un peu plus de sévérité dans le contexte local, plutôt oligotrophe et en fonction de la nécessité de protection des lagons à l'exutoire des cours d'eau.

Au contraire, cet outil se révèle excessivement sévère pour l'évaluation abiotique de qualité des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie basée sur les métaux lourds.

En effet, pour l'instant, les cartes présentées ont une forte dominante jaune conditionnée par des teneurs en métaux lourds qui sont en fait liées au **bruit de fond naturel local** enrichi en certains métaux (qu'il s'agisse du contexte ultramafique avec le Ni, le Cr, le Mg, ou même le contexte volcano-sédimentaire avec l'Al...). Or l'atteinte de l'état moyen (couleur jaune) ou même, plus altéré (couleurs orange et rouge) devrait plutôt caractériser un état dégradé par les activités anthropiques, notamment d'extraction minière.

Enfin, il arrive que des situations liées à des caractéristiques géochimiques ou d'influences littorales locales, mais qui n'ont rien à voir avec une altération anthropique, marquent excessivement le SEQ Eau sur certains paramètres de qualité des eaux douces (Na, Cl, sulfates...).

Dans la suite du présent rapport, la comparaison des résultats produits par les métriques de l'IDNC avec les résultats du SEQ Eau de métropole devra tenir compte les éléments de modulation locale évoqués ci-dessus. D'autre part, en vue de pouvoir utiliser localement cet outil de façon plus judicieuse dans le contexte de Nouvelle-Calédonie, le cadre interprétatif abiotique du SEQ serait pour le moins à reconsidérer, en particulier pour les 2 types de paramètres précités et peut-être aussi pour d'autres, en prenant bien en compte le bruit de fond géochimique local d'une part et, en fonction de leur fort intérêt patrimonial, certains objectifs spécifiques liés à la préservation des milieux naturels locaux d'autre part.

V.7.2.2 Classement selon l'EQR «Altération Trophique» de l'IDNC

Les résultats intégrés d'évaluation procurés par la métrique biologique renormalisée d'altération trophique, telle que construite précédemment dans le haut de la Figure 53, sont présentés dans la Figure 56 (cf. page suivante). Ces résultats prennent en compte le niveau de référence adéquat pour les régions naturelles concernées.

2 sites ressortent comme sévèrement impactés sur le plan trophique, à savoir le site YAH2 sur la Yahoué à l'aval du rejet de STEP de Nouméa et le site KAR2, lui aussi fortement impacté par différentes pressions anthropiques liées au secteur urbanisé de Païta.

Quelques autres sites, à une date donnée, notamment en zone littorale Ouest et sous influence de zones urbaines ou d'activités agricoles génératrices de pollution diffuse, peuvent manifester une altération trophique de faible (classe verte, restant cependant dans le Bon Etat), à moyenne (classe jaune), selon les dates : Dumbéa aval (DUM 1 et DUM 9), DIA2, BOG3, DOU3, NER1, LAF2, FON1, MOI1 ; TCH2 (côte Est).

Ces résultats sont cohérents et correspondent bien à la connaissance locale des principaux impacts trophiques. Reste cependant à voir à l'usage si le calage des seuils d'évaluation basé sur l'actuel principe de moyenne est satisfaisant, dans ce contexte naturel local de faible niveau trophique, ou s'il mériterait d'être rendu un peu plus protecteur pour les milieux aquatiques d'eau douce et les lagons environnants avec l'adoption de seuils un peu plus sévères. En effet, quelques sites présentant une altération abiotique significative à certaines dates pour le type de contexte naturel dans lequel ils se situent (ex : RIL 1 et 2 pour le NH4 et la DBO5, BAN1 et BNN1 pour les formes de l'azote, ainsi que plusieurs sites de la plaine littorale Ouest) semblent, dans l'état, évalués de façon plutôt clémente sur le plan trophique.

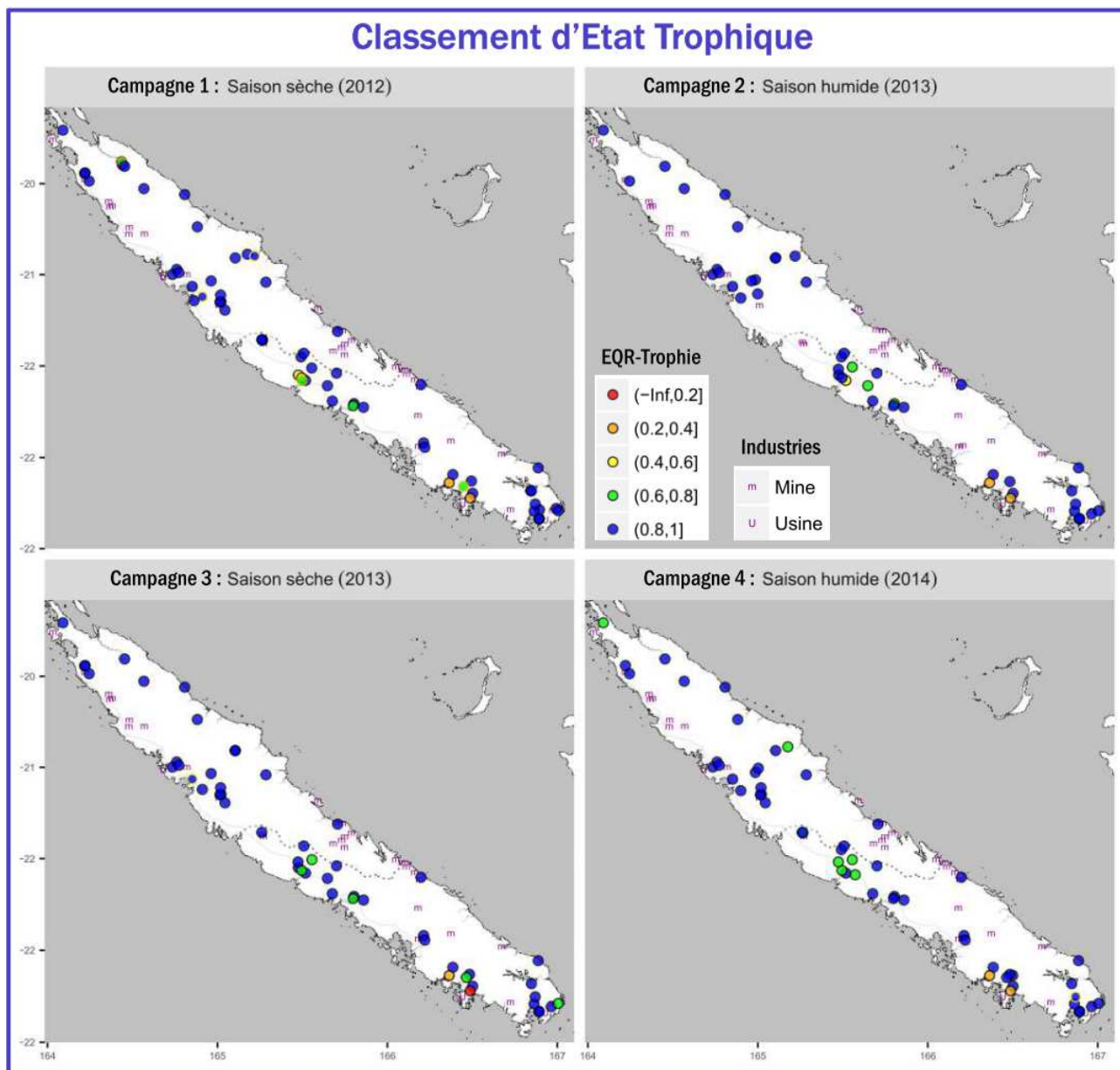


Figure 56 : État trophique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie pour chaque relevé [site X date] (EQR intégré « Trophie » de l'IDNC).

V.7.2.3 Classement selon l'EQR « Altérations minières » de l'IDNC

Les résultats intégrés d'évaluation procurés par la **métrique biologique d'altérations minières**, telle que construite dans la partie basse de la Figure 53, sont présentés dans la Figure 57 page suivante.

Ces résultats sont comparés au niveau de référence adéquat pour les régions naturelles concernées, en rappelant que les sites de l'HER B, sous influence amont de massifs ultramafiques résiduels souvent exploités par l'industrie minière, ont des flores de type ultramafique et sont évalués en regroupement avec l'HER E « Massif Ultramafique », dont certains cours d'eau concernés sont réellement issus ; cette HER présentant aussi la plus grande analogie de flore naturelle avec les autres cours d'eau à évaluer.

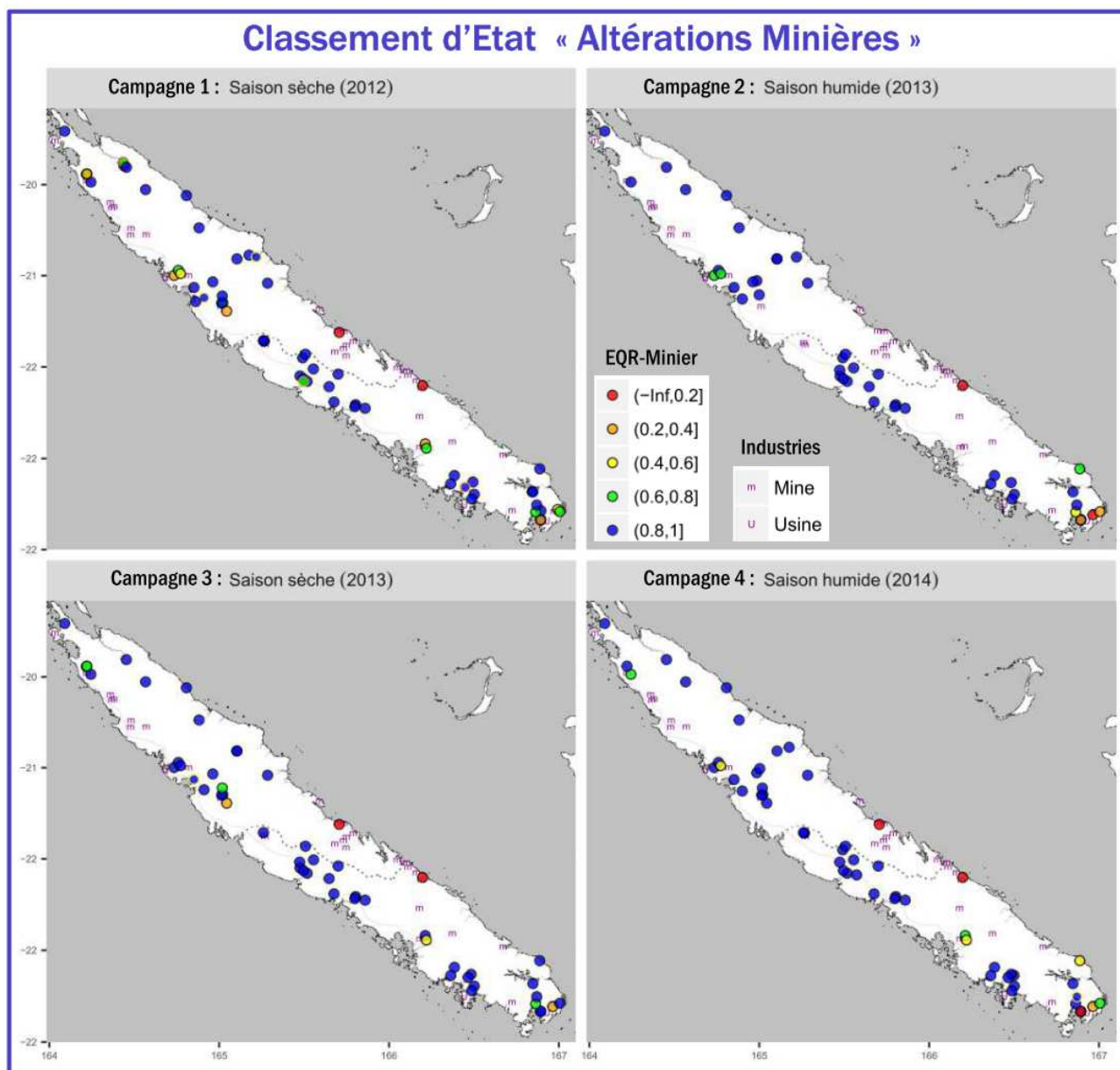


Figure 57 : Altérations biologiques minières des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie pour chaque relevé [site X date] (EQR intégré «Altérations Minières» de l'IDNC).

Après avoir dû travailler spécifiquement pour régler le problème du bruit de fond naturel important des HER ultramaïfiques en métaux dissous, ainsi que celui lié au niveau parfois élevé du colmatage latéritique naturel, aspects perfectibles qui ont nécessité la mise en œuvre d'une expertise complémentaire des listes de taxons d'alerte, les résultats d'évaluation biologique sur ce groupe de paramètres apparaissent cette fois plutôt convaincants.

En effet, tous les sites ressortant comme les plus régulièrement altérés sont effectivement des sites concernés par l'exploitation minière et par des nuisances plutôt importantes. C'est notamment le cas des sites WAN1 et ADO1 et, à certaines dates, MAM1 sur la Côte Est ; des sites KUE3 et BNS sur l'HER D Plaines du Sud ; des sites AWA1 et WAO1 dans l'HER E « massif Ultramaïfique » ; et enfin, à certaines dates, de sites comme EGL1, COC1 et TLS en plaine littorale Ouest.

A côté de ces résultats parfaitement explicables par une origine anthropique connue, il convient aussi de rappeler, comme déjà signalé au stade de la mise au point de ces métriques, qu'il pourra arriver occasionnellement qu'un site considéré comme de référence ultramafique, manifeste très occasionnellement une perturbation au niveau des métriques biologiques, comme cela a été rencontré sur le site WAD2, illustrant ainsi la difficulté à faire complètement la part des choses entre une perturbation réellement liée à l'exploitation minière et un épisode de contamination naturelle plus intense qu'à l'accoutumée, adossé à un évènement hydroclimatique particulier.

Néanmoins, ce résultat d'évaluation sur la composante d'altérations minières fonctionne plutôt bien et constitue un volet très innovant à mettre à l'actif de ce programme.

V.7.2.4 Classement d'État Écologique intégré selon l'IDNC

Le classement écologique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, basé sur les résultats d'évaluation procurés par l'IDNC sur le réseau d'étude pour chaque campagne de prélèvement, est présenté en Figure 58 page suivante.

Comme indiqué dans la partie droite de la Figure 53, l'intégration finale des résultats des 2 métriques biologiques représentant les 2 grands types très différents d'altérations a été faite selon le principe du One Out-All Out, à savoir que, dans un contexte d'évaluation assez disjonctive en fonction du type de région naturelle, c'est le résultat le plus sévère obtenu par une des 2 métriques qui va être retenu pour constituer le résultat final de l'IDNC.

Les cartes de résultats présentées dans la Figure 58 sont donc le reflet direct de ce principe, à savoir que les sites présentant plutôt des manifestations d'altérations trophiques, le plus souvent situés en contexte volcano-sédimentaire, verront leur état écologique final plutôt déterminé par l'enrichissement trophique.

A l'inverse et sauf exception (il en existe, comme les 2 stations de la Rivière des Lacs (effet eutrophisant d'un camping évoqué, entre autres sources possibles) et de 2 stations BAN et BNN de la Rivière Baie Nord (incidence d'une base-vie d'infrastructure minière) les sites ultramafiques (HER D et E) ou sous influence ultramafique amont (sites à typologie ultramafique situés dans l'HER B) voient le plus souvent leur état écologique altéré par des perturbations d'infrastructures industrielles.

Les cartes d'état écologique par campagne qui en résultent, qui retiennent le résultat le plus altéré des évaluations procurées en Figure 56 (altérations trophiques) et en Figure 57 (altérations minières), procurent donc des résultats d'évaluation assez contrastés selon les sites et les dates.

De façon globale, il peut cependant être noté que, dans l'état, l'évaluation en Nlle-Calédonie est plus souvent et plus visiblement dégradée par la métrique intégrative minière que par la métrique intégrative trophique (qui dégrade très régulièrement les 2 sites très impactés YAH2 et KAR2, mais très occasionnellement d'autres sites). C'est logique, du fait qu'il existe d'assez nombreuses implantations minières susceptibles de provoquer des pollutions localisées à leur aval et que, par contre, dans notre réseau d'étude, les agglomérations de grande taille (il y en a peu...) provoquant une pollution intense dans un secteur de cours d'eau franchement situé dans le domaine d'eau douce sont peu nombreuses ; certaines stations d'épuration étant correctement conçues et dimensionnées, conduisant à une maîtrise correcte d'impacts sur les milieux, d'autres agglomérations (ex : Bourail) étant déjà sous influence de la zone de transition.

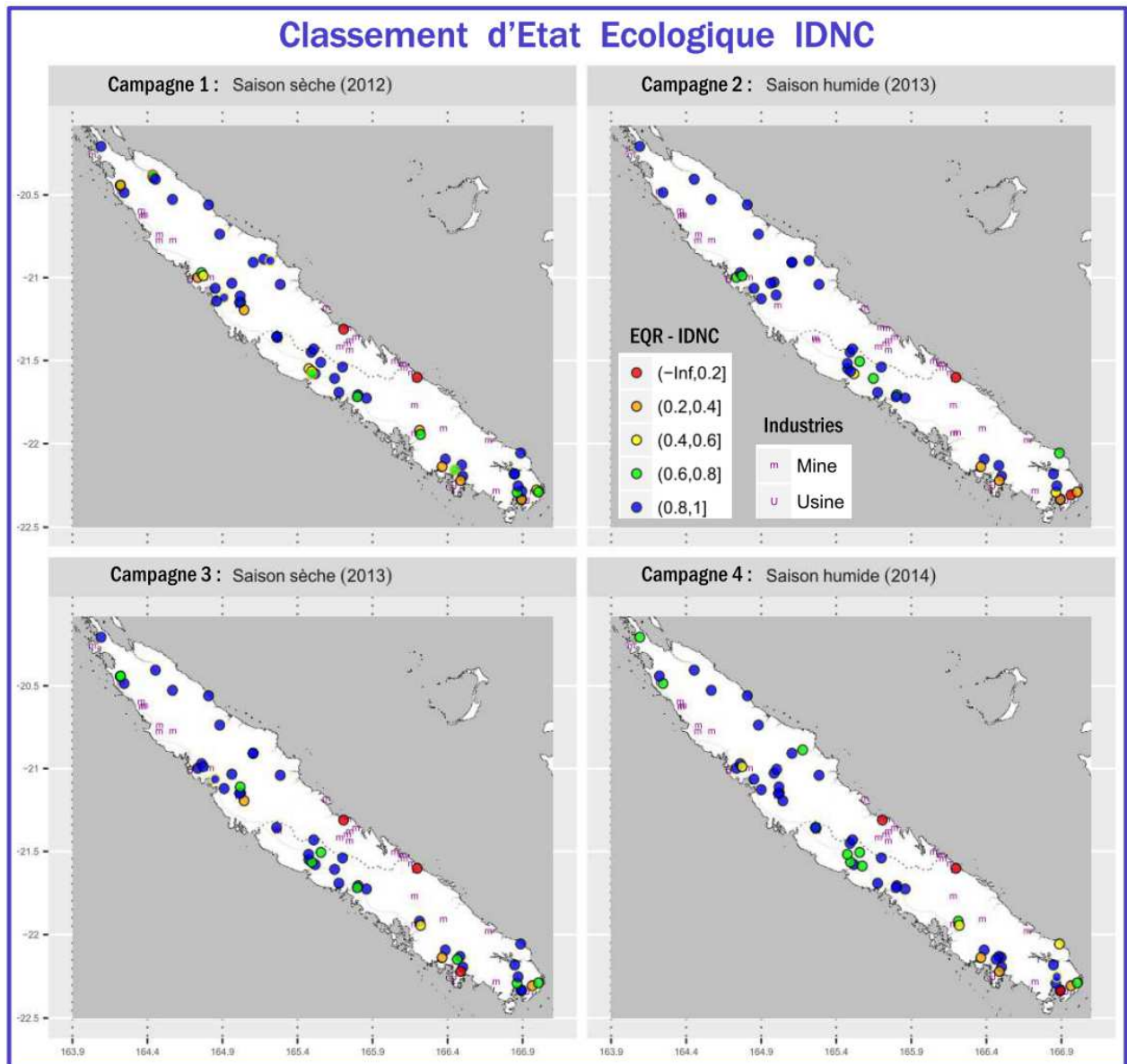


Figure 58 : Évaluation intégrée d'État Écologique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie sur la base du maillon diatomique : Résultats de l'IDNC pour chaque campagne [site x date].

Il est vrai que notre jeu de sites d'étude, limité en nombre, a été raisonné et adapté pour apporter en priorité l'**information la plus utile** à la mise en place d'un **nouvel indice**. Il ne donne donc probablement pas une vision statistique représentative de l'état des cours d'eau locaux. D'autre part, le contexte naturel local est en général oligotrophe à ultra-oligotrophe, ce qui peut avoir une influence sur le déséquilibre global apparent de ce bilan d'évaluation. Cependant, les implantations urbaines, des tribus et certaines activités agricoles provoquent ici ou là une augmentation des teneurs en nutriments qui, même modeste, justifierait peut-être d'être mieux mise en évidence sur le plan biologique, ce qui passerait par un ajustement raisonné des seuils de classes de qualité.

Après mise à l'épreuve et prise d'un peu de recul sur la version actuelle de l'outil, il sera important de re-discuter, le moment venu, avec les gestionnaires locaux pour savoir si l'évaluation des altérations trophiques leur paraît correctement équilibrée dans l'état, ou s'il serait utile de durcir un peu les grilles d'évaluation de cette grande catégorie d'altérations « trophiques » afin de les rendre plus protectrices vis-à-vis d'enjeux locaux spécifiques (cf. valeur patrimoniale des cours d'eau et lagons...).

V.7.3 Résultats détaillés d'évaluation sur quelques exemples-types

Dans ce chapitre sont présentés quelques exemples-types d'évaluation comparée obtenue sur des sites de Nouvelle-Calédonie au cours du programme d'étude IDNC. Ces exemples détaillent et intègrent, à l'aide du SEQ Eau, le résultat d'état chimique obtenu sur la base des résultats des analyses chimiques disponibles et des seuils d'interprétation utilisés en France métropolitaine, et le confrontent au résultat d'état biologique (diatomique) procuré par les 2 métriques intégratives sur lesquelles s'appuie l'IDNC, puis au niveau de l'IDNC complet.

Les figures suivantes (59 à 67) sont construites sur un principe assez comparable à la façon dont est mise en œuvre la surveillance de l'Etat Ecologique en France métropolitaine. Dans le cadre de la détermination de l'Etat Ecologique, il est d'une part vérifié la conformité abiotique de la qualité de l'eau (état physico-chimique sous-tendant le fonctionnement écologique), et l'état biologique d'autre part, déterminé sur la base des maillons biologiques-clés.

Au final, il intervient une agrégation des informations abiotiques et biologiques obtenues pour l'évaluation du même site (dans notre cas, l'état abiotique sous-tendant le fonctionnement écologique et l'état biologique, ici diatomique). Pour être complets, il existe aussi un contrôle de l'état chimique, visant une liste spécifique de micropolluants surveillés et souvent interdits de vente au niveau de l'UE, qui détermine un **état chimique** au site ou à la masse d'eau qui peut se révéler soit bon (aucun seuil de substance dépassé), soit mauvais (au moins un seuil dépassé), qui intervient en amont et peut à lui seul déclasser le statut écologique du site selon le principe de OO-AO (One Out-All Out).

Les figures précitées suivent à peu près la logique DCE, à savoir qu'elles examinent en partie haute la qualité du milieu aquatique au site à partir des groupes de paramètres du SEQ Eau (forcément adaptés, puisque la liste complète des paramètres élémentaires n'était pas disponible sur place), puis, en partie basse, l'état diatomique obtenu au relevé avec l'IDNC en fonction de la composition de l'assemblage diatomique.

Les résultats donnés à l'issue de la procédure de détermination d'état, sont donnés ici **à titre tout-à-fait indicatif** sur l'évaluation finale de l'état des relevés ou des sites **sur une base autre que diatomique**, du fait que :

- 1) le cadre interprétatif du SEQ Eau de métropole, inapproprié sur certains paramètres en fonction du cadre naturel local, mériterait une **adaptation spécifique** au contexte biogéographique particulier de Nouvelle-Calédonie,
- 2) l'**état biologique** des sites au relevé est ici produit **sur la base unique du maillon diatomique**, ce qui constitue une assise-maillon seulement partielle par rapport au cadre habituel de mise en œuvre de la surveillance DCE. En effet, sur les cours d'eau de métropole et d'autres pays-membres, pour la détermination de l'État Écologique, interviennent en complément et à poids égal les données d'autres groupes biologiques-clés jugés pertinents sur le type d'hydrosystème considéré (en Europe Continentale, outre les diatomées, se rajoutent les poissons, les macroinvertébrés benthiques et les macrophytes aquatiques),

3) Dans les règles françaises en vigueur (Arrêté du 27 Juillet 2015), il est maintenant prévu une agrégation temporelle de 3 ans sur chaque grand descripteur participant à l'évaluation. Le calcul de moyenne trisannuelle stabilise et modère donc un peu le diagnostic d'état par rapport au maillon le plus déclassant, et aussi par rapport au relevé le plus déclassant d'une série temporelle.

L'état écologique donné à titre indicatif complètement à gauche de chacune de ces figures a ici intégré l'information des 2 grands types de descripteurs (abiotiques, diatomiques) par une moyenne, la règle du OO-AO qui devrait s'appliquer ici n'ayant pas de sens si les règles d'interprétation du SEQ Eau sont inadaptées en fonction du contexte local.

Ces figures constituent donc avant tout des supports intéressants de discussion autour de l'évaluation d'état des cours d'eau locaux qui permettent, sous une mise en forme synthétique, de s'appuyer sur toute l'information abiotique et diatomique disponible localement. A notre sens, l'information d'évaluation fournie sur un plan biologique par l'IDNC (maillon diatomique) est plutôt solide et adaptée au contexte local, l'information sur l'état abiotique donné en haut de figure est beaucoup plus indicative du fait de l'inadaptation du cadre interprétatif utilisé pour certains paramètres (en particulier métaux lourds et probablement nitrates...)

Les quelques exemples déclinés ci-dessous illustrent de façon résumée la diversité et l'étendue des situations-types qu'il a été possible de rencontrer en Nouvelle-Calédonie, sur la base des 210 référentiels complets de données abiotiques et diatomiques obtenus à une date donnée sur 78 sites d'étude différents.

Sur la base de ces figures, on pourra constater que, dans le contexte local, l'Évaluation d'État peut être très tranchée entre les principaux contextes géochimiques, mais aussi selon le statut de référence ou altéré du site.

V.7.3.1 Site de référence (HER volcano-sédimentaire)

Le premier exemple illustré en **Figure 59** permet déjà de commenter le principe général de présentation et la façon dont sont exprimés les résultats obtenus en terme de classement écologique pour un relevé donné.

Cette figure concerne un **relevé unique** associant données de chimie et échantillonnage diatomique à un site d'étude particulier (le relevé POU11 collecté dans un secteur peu anthropisé de la Rivière Pouembout implanté dans l'HER G « Chaîne Centrale », à une altitude de 44 m, lors de la campagne 1 (20-10-2012). Ce site présente des caractéristiques hydrochimiques et floristiques de type volcano-sédimentaire, et est considéré comme une situation de référence pour cette HER.

Sur le plan général de la figuration, chaque boîte horizontale représente un indice d'aptitude du SEQ Eau (moitié haute de la figure), ou une métrique biologique faisant partie de l'IDNC, renormée en EQR (moitié basse de la figure), exprimés sur une échelle 0-1.

Le curseur vertical dans chaque boîte donne le positionnement spécifique du relevé dans cette échelle, et la couleur de la boîte figure la classe d'état de ce site pour l'indice d'aptitude ou la métrique biologique considérée.

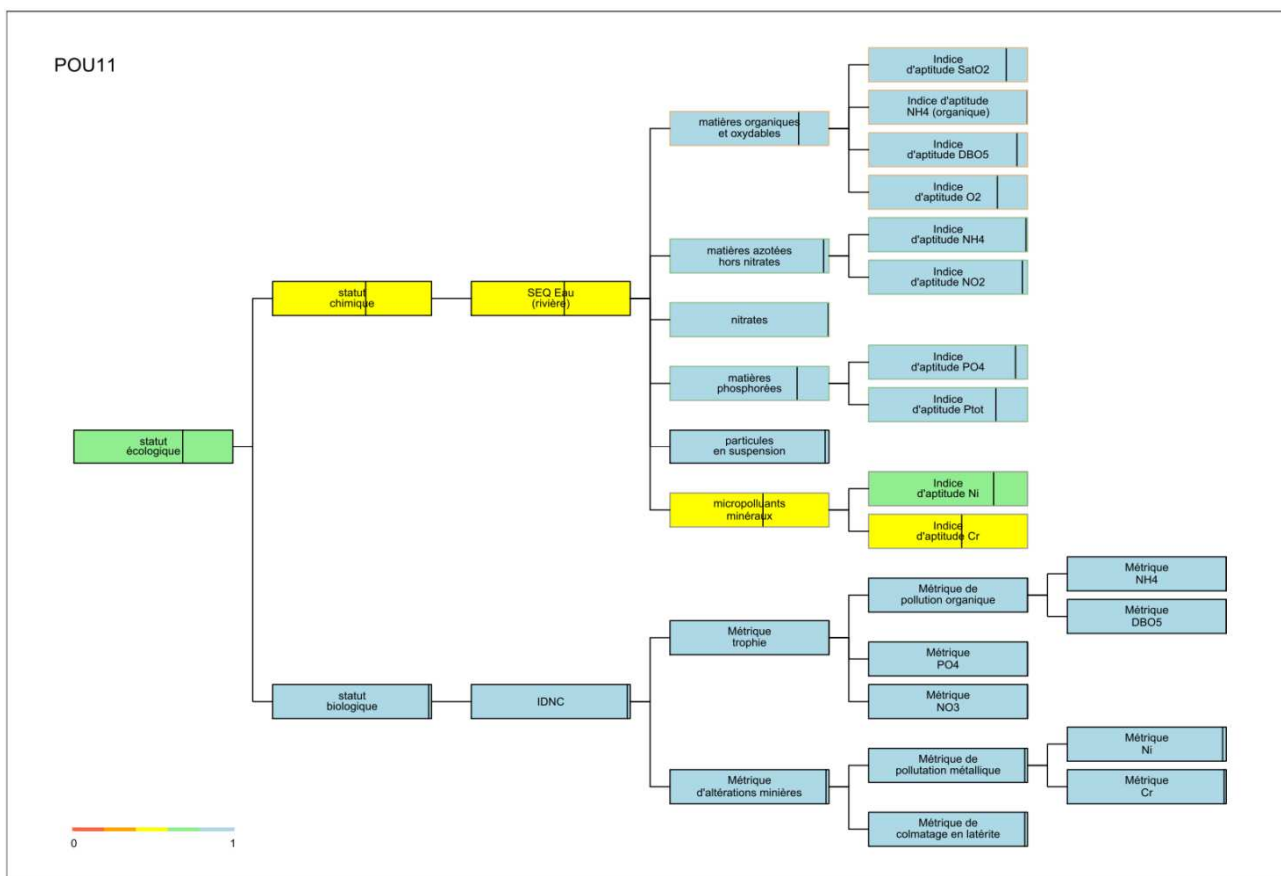


Figure 59 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site de référence volcano-sédimentaire de l'HER G (Relevé de 1^{ère} campagne du site POU1).

L'évaluation fournie à partir du SEQ Eau en fonction des données physico-chimiques disponibles, rapportée en partie haute de figure, est déjà illustrative de l'écart qui existe entre les conditions spécifiques de Nouvelle-Calédonie et le cadre interprétatif adopté pour la métropole. En effet, on voit que, si la situation est conforme au statut de référence sur l'aspect des résultats d'analyses de nutriments, les spécificités du contexte géochimique local, y compris dans le cas de la Chaîne Centrale qui est un substrat plutôt pauvre en ces éléments par rapport aux substrats ultramafiques, serait déjà interprété comme tout juste en bon état pour le nickel dissous et déjà dégradé (état moyen) sur l'indice d'aptitude chrome dissous. L'interprétation de la qualité abiotique des milieux évaluée par le SEQ dans le contexte local, donnée à simple titre indicatif, est donc à considérer avec précaution.

Pour pouvoir utiliser en routine un outil du type SEQ Eau en Nouvelle-Calédonie, il faudrait donc au préalable réadapter son cadre interprétatif par rapport aux conditions locales de référence et au bruit de fond géochimique local. Pour ce faire, il serait nécessaire de renforcer assez sensiblement les référentiels acquis sur la **diversité des conditions abiotiques de référence** des zones naturelles locales. Cet objectif ne serait pas difficile à réaliser dans l'absolu (contrairement à la condition métropolitaine, il est facile de trouver beaucoup de sites non ou très peu impactés sur place).

Cependant, cela ne figurait pas dans les priorités de notre propre programme d'étude, dont l'objectif principal était la mise au point d'un **nouvel indice biologique** et dans le cadre duquel l'accent principal était bien sûr porté sur l'**investigation des flores diatomiques** (à savoir de reconnaître et d'identifier les nombreuses espèces diatomiques trouvées, dont la plupart étaient méconnues et beaucoup étaient endémiques, de consacrer un gros effort sur l'illustration des divers cas de figure de situations anthropisées et polluées, et de sélectionner des listes d'espèces d'alerte correspondantes).

Il serait donc utile de mettre en place une étude spécifique visant à déterminer les bruits de fond géochimiques et hydrochimiques naturels, afin de préciser les conditions abiotiques de référence pour les cours d'eau de chaque région naturelle de Nlle-Calédonie. C'est sur cette base que devraient ensuite être revus les critères d'interprétation des indices d'aptitude du SEQ Eau, afin de proposer un cadre d'évaluation abiotique plus adéquat pour la Nouvelle-Calédonie.

La partie du bas de la **Figure 59**, qui vise à déterminer l'état biologique (ici, diatomique) du cours d'eau au site et à la date du relevé, résume en détail les résultats obtenus par chacune des 7 métriques intervenant à un niveau donné dans la détermination du résultat final d'IDNC. Ici, les résultats sont présentés en métriques renormées par rapport au domaine de référence adéquat dans la zone naturelle considérée (expression en EQR de chaque métrique).

Sur le **volet trophique**, on peut constater que le site ne pose aucun problème de réponse diatomique anormale sur le plan des nutriments, confirmant parfaitement son statut de référence à cette date.

Sur le plan de l'évaluation des **impacts miniers**, on voit aussi que, après prise en compte adéquate du niveau de bruit de fond spécifique présenté par les métriques biologiques d'altérations minières sur les sites de référence de cette HER, l'évaluation biologique procurée par l'IDNC conclut sur l'absence de manifestation d'altération minière spécifique sur les cortèges diatomiques et confirme donc bien le statut de référence de ce site.

La disjonction des 2 évaluations fournies ici tient au fait que le cadre interprétatif renormé de l'IDNC se réfère aux conditions de référence de la région naturelle concernée (donc fournit une évaluation *a priori* plus fiable dans le contexte local) alors que celui du SEQ Eau, basé sur les bruits de fond naturels rencontrés en France métropolitaine, est visiblement inadapté au contexte géochimique local (au moins pour les métaux lourds Ni et Cr).

L'exemple présenté en Figure 60 concerne à nouveau un **site de référence du contexte volcano-sédimentaire** (Site de référence de la Yahoué amont, codé YAH1, situé dans l'HER B « Plaines Littorales de l'Ouest »). A noter que le principe d'élaboration de ce 2^{ème} type de figuration, plus intégrative que la précédente, résume les informations d'évaluation d'état obtenues lors de toutes les campagnes de terrain ayant concerné le site présenté (cette figure résume l'évaluation moyenne du site YAH1, sur la base des 4 campagnes d'échantillonnage qui y ont été faites).

Par rapport à la Figure 59, on peut voir que les informations ne sont plus présentées au niveau détaillé de chaque paramètre ou métrique élémentaire, mais au niveau de l'indice d'aptitude SEQ du groupe de paramètres abiotiques, ou des métriques intégratives de trophie ou d'altération minière intervenant au stade intermédiaire pour la détermination du résultat de l'IDNC.

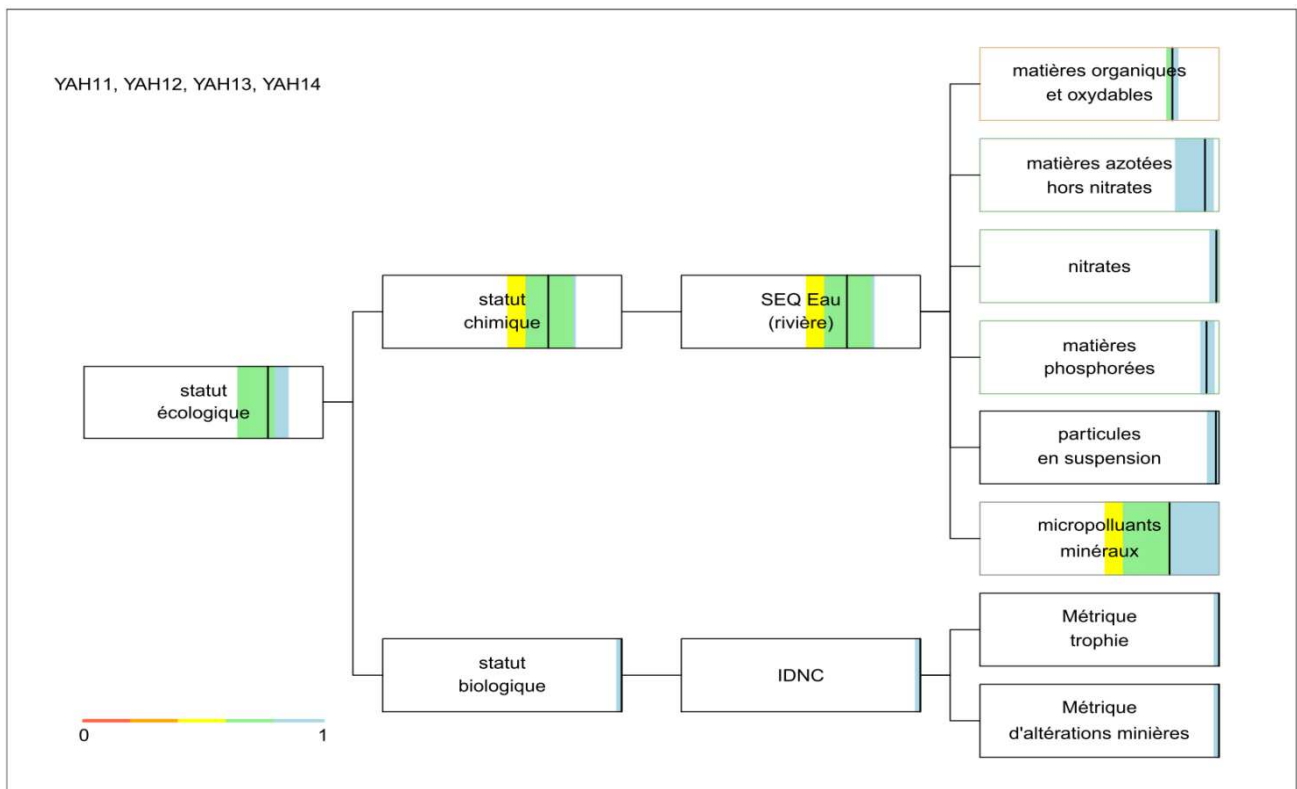


Figure 60 : Profil intégré d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi à partir des 4 relevés obtenus sur un site de référence volcano-sédimentaire de l'HER B (site YAH1).

Dans ce cas, le contenu coloré des boîtes horizontales matérialise le domaine de variation observé au cours des 4 campagnes, et le curseur vertical indique la moyenne des 4 valeurs. L'état moyen selon ce groupe de paramètres est celui sur lequel se positionne le curseur.

Le cas-type représenté par ce site est proche de celui antérieurement présenté en Figure 59 (POU1) : contexte volcano-sédimentaire, statut de référence, mais ces 2 sites se situent dans 2 HER différentes.

On peut constater de grandes similitudes : évaluation SEQ décalée sur le plan du fonds géochimique naturel (métaux dissous Cr et Ni), état biologique très bon et peu variable selon les 2 métriques intégratives biologiques de l'IDNC. La seule différence serait un contexte naturel avec un niveau de matières organiques et oxydables un peu plus élevé pour la Yahoué amont (HER B) que pour la Pouembout amont (HER G), et ce malgré la situation plus en altitude de YAH1 (163 m) par rapport à POU1 (44m).

V.7.3.2 Site sous altération trophique (HER volcano-sédimentaire)

Le cas-type suivant (Figure 61), lui aussi situé en contexte volcano-sédimentaire (HER B) et à l'aval du site de référence précédent (YAH1), concerne un site emblématique pour son haut niveau de pollution (site YAH2, situé sur la Yahoué à l'aval du rejet de STEP de Nouméa). Il est directement présenté sous forme d'état intégré sur 4 relevés.

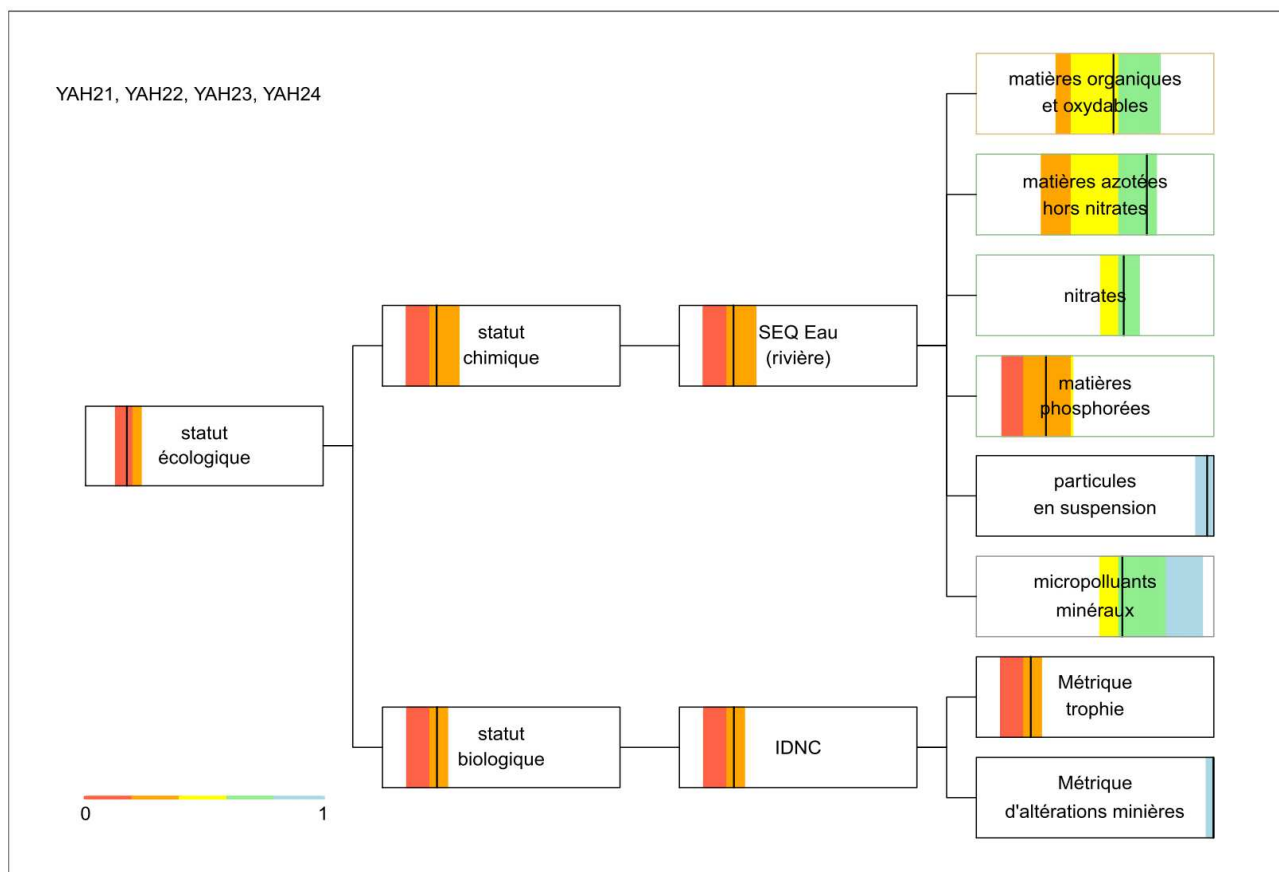


Figure 61 : Profil d'évaluation intégrée d'état écologique (dont IDNC) sur un site volcano-sédimentaire subissant une très forte pollution trophique (Site YAH2, STEP de Nouméa).

On peut constater que le diagnostic abiotique procuré par le SEQ, qui rend compte de plusieurs types d'altérations trophiques selon les dates, est particulièrement chargé en matières phosphorées, principal groupe de paramètres responsable de l'eutrophisation des eaux douces, et aussi déclassé en-dessous du bon état (état moyen) par les matières organiques et oxydables.

A noter ici aussi que, malgré les faibles teneurs en ces métaux dissous pour le contexte local, le SEQ donne un diagnostic décalé et signale selon les dates un état entre bon et moyen vis-à-vis du chrome et du nickel dissous, injustifié sur ce site qui présente par ailleurs de nombreuses autres pollutions chimiques et des déformations diatomiques tératologiques.

S'agissant du site le plus pollué en nutriments de tout notre jeu de données d'étude, l'évaluation d'état biologique est logiquement très dégradée sur le plan de la métrie trophique, et absolument pas dégradé sur le plan des flores vis-à-vis des altérations minières.

Selon la règle de sélection de la métrie biologique intégrée la plus déclassante, l'état biologique donné par l'IDNC est celui procuré par la métrie d'altération trophique.

Un dernier exemple emblématique de site volcano-sédimentaire sensiblement pollué par des nutriments est présenté en Figure 62 page suivante (Karikouié aval Païta, site KAR2).

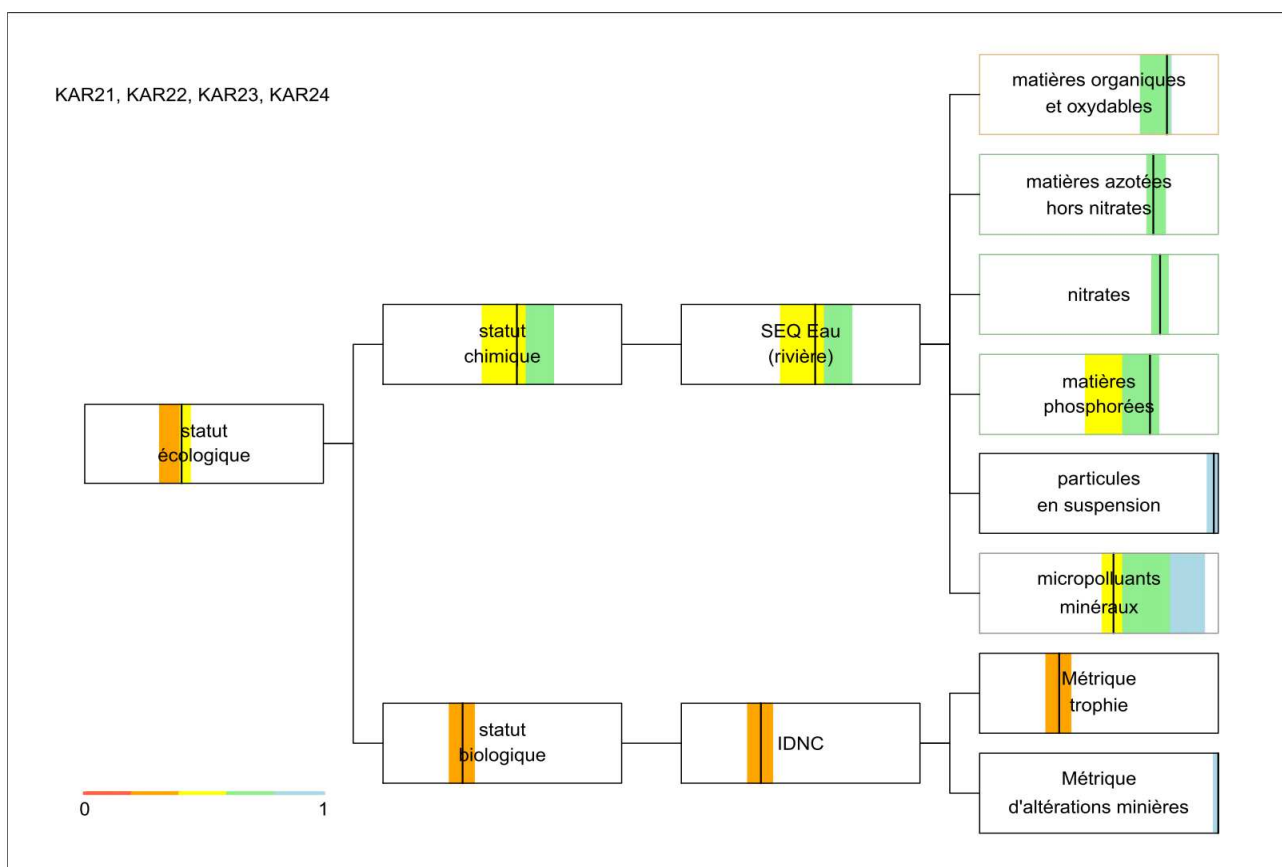


Figure 62 : Profil d'évaluation intégrée d'état écologique (dont IDNC) sur un site volcano-sédimentaire subissant une forte pollution trophique (Site KAR2, sous influence urbaine de Païta).

La grille d'interprétation du SEQ Eau procure une vision de l'état du site faussée et inadaptée au contexte local.

En effet, l'altération abiotique contribuant le plus à déclasser ce site serait due au groupe de paramètres « micropolluants minéraux » et en particulier aux teneurs en nickel dissous à 2 dates, pourtant faibles dans le contexte local. Par contre, le niveau de nutriments, plutôt fort dans le contexte néo-calédonien sur le plan des matières phosphorées, des formes de l'azote dont nitrates et conduisant aussi à des DBO5 mesurables, ne marque le SEQ par un passage à l'état moyen que pour les nutriments phosphorés à 2 dates, ce qui paraît plutôt laxiste dans les conditions locales.

Au bilan, le SEQ Eau tape un peu à côté des réels problèmes de pollution rencontrés sur ces 2 derniers sites et, de façon injustifiée, voit son résultat plus largement déterminé par l'altération métallique que par les nutriments, le seul groupe jouant un rôle de déclassement à ce niveau étant les nutriments phosphorés. Cet outil dans l'état apparaît donc déséquilibré dans son diagnostic et plutôt laxiste vis-à-vis de plusieurs descripteurs d'enrichissement en nutriments, dont les seuils pourraient probablement être reconsidérés et rendus un peu plus sévères dans le contexte local.

Sur ce site, qui est aussi l'un des plus pollués en nutriments de tout le jeu de données, le diagnostic biologique procuré par l'IDNC semble plutôt judicieux. En effet, il se classe en état médiocre (classe orange) aux 4 dates, avec une faible variabilité, sur la métrique biologique trophique.

De plus, il ne mesure pas du tout d'altération biologique minérale sur ce site, ce qui est conforme à la connaissance capitalisée sur ce site. L'IDNC répond donc bien pour l'évaluation du type d'altération de ce site dans le contexte naturel local.

V.7.3.3 Site de référence (HER ultramafique)

Le premier exemple-type présenté en Figure 63 concerne l'évaluation d'un relevé individuel de référence issu d'une HER ultramafique (relevé WAD21 prélevé à la 1^{ère} campagne de terrain sur la rivière Wadjana à l'amont de Yaté, à une altitude de 154m, dans l'HER D « Plaine du Sud »).

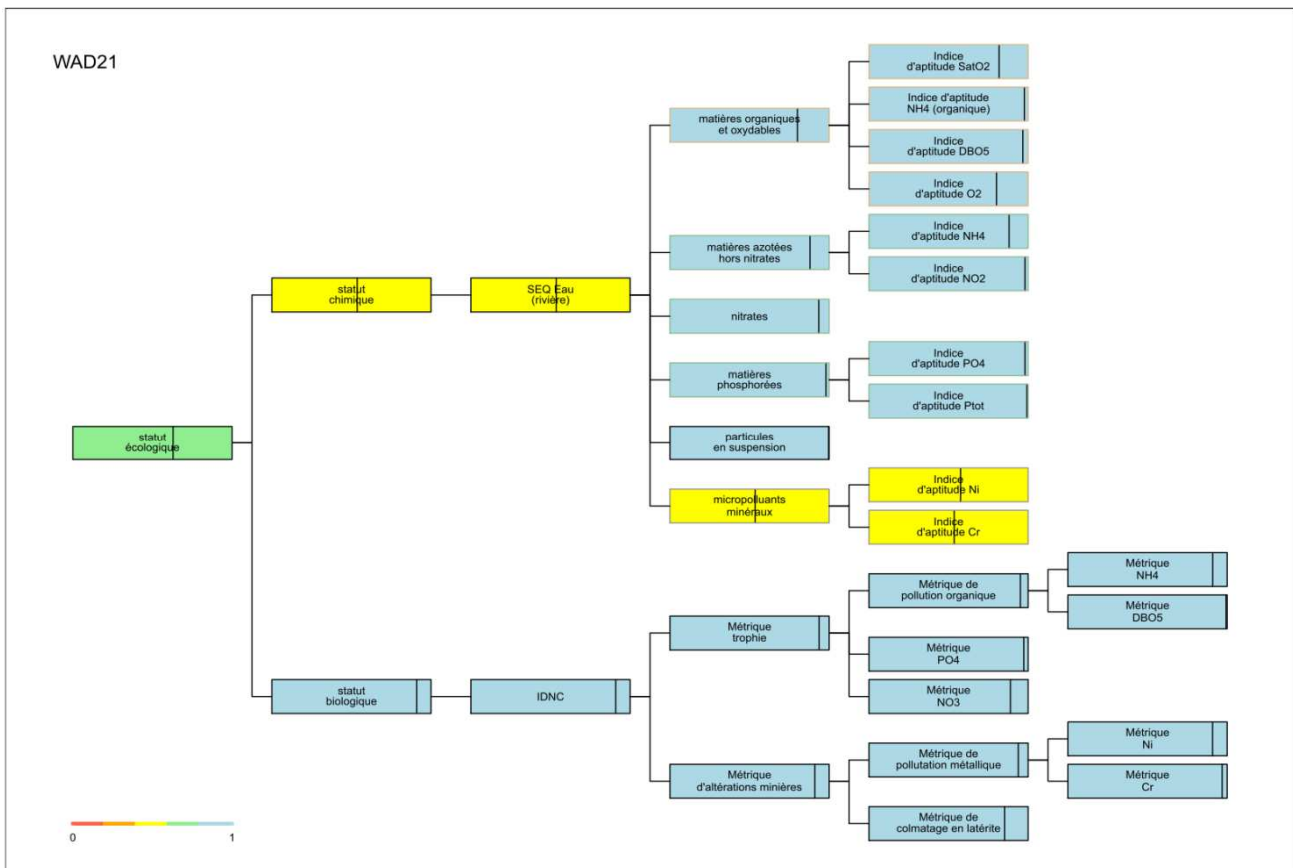


Figure 63 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site de référence ultramafique de l'HER D (Relevé de 1^{ère} campagne du site WAD2).

En bonne correspondance avec les conditions naturelles ultra-oligotrophiques caractéristiques de ces substrats à péridotites, le SEQ Eau n'indique aucune altération d'enrichissement trophique (eau contenant très peu de nutriments).

Par contre, il indique clairement que ce substrat géologique provoque un enrichissement substantiel en métaux dissous, ce relevé conduisant à l'affectation d'une classe de qualité moyenne du fait des teneurs en chrome et en nickel dissous (cf curseur au milieu des boîtes horizontales des indices d'aptitude Cr et Ni dissous). Les teneurs trouvées ici, qui seraient à associer à un niveau d'altération anthropique non douteux dans les conditions de métropole, correspondent en fait au bruit de fond naturel trouvé en Nouvelle-Calédonie lorsque le type de substrat naturel est ultramafique (cas habituel des HER D et E).

L'évaluation procurée par les métriques biologiques individuelles de l'IDNC, puis par l'IDNC, est par contre fidèle au statut de référence de ce site. Les 4 métriques qui s'agrègent dans la métrique d'altération trophique indiquent toutes un cours d'eau en TBE, et il en est de même pour les 3 métriques biologiques participant à l'évaluation d'altérations minières.

Au final, l'IDNC, qui retient la métrique intégrée présentant les résultats les plus bas, donne aussi une évaluation en TBE conforme en tout point au statut de référence de ce site. Cet exemple illustre le bon calage de cet outil vis-à-vis du bruit de fond naturel important en métaux dissous que l'on peut trouver sur ce type de substrat.

La Figure 64 représente l'évaluation intégrée d'état obtenue sur ce même site WAD2 à partir de la moyenne des résultats obtenus sur 4 relevés.

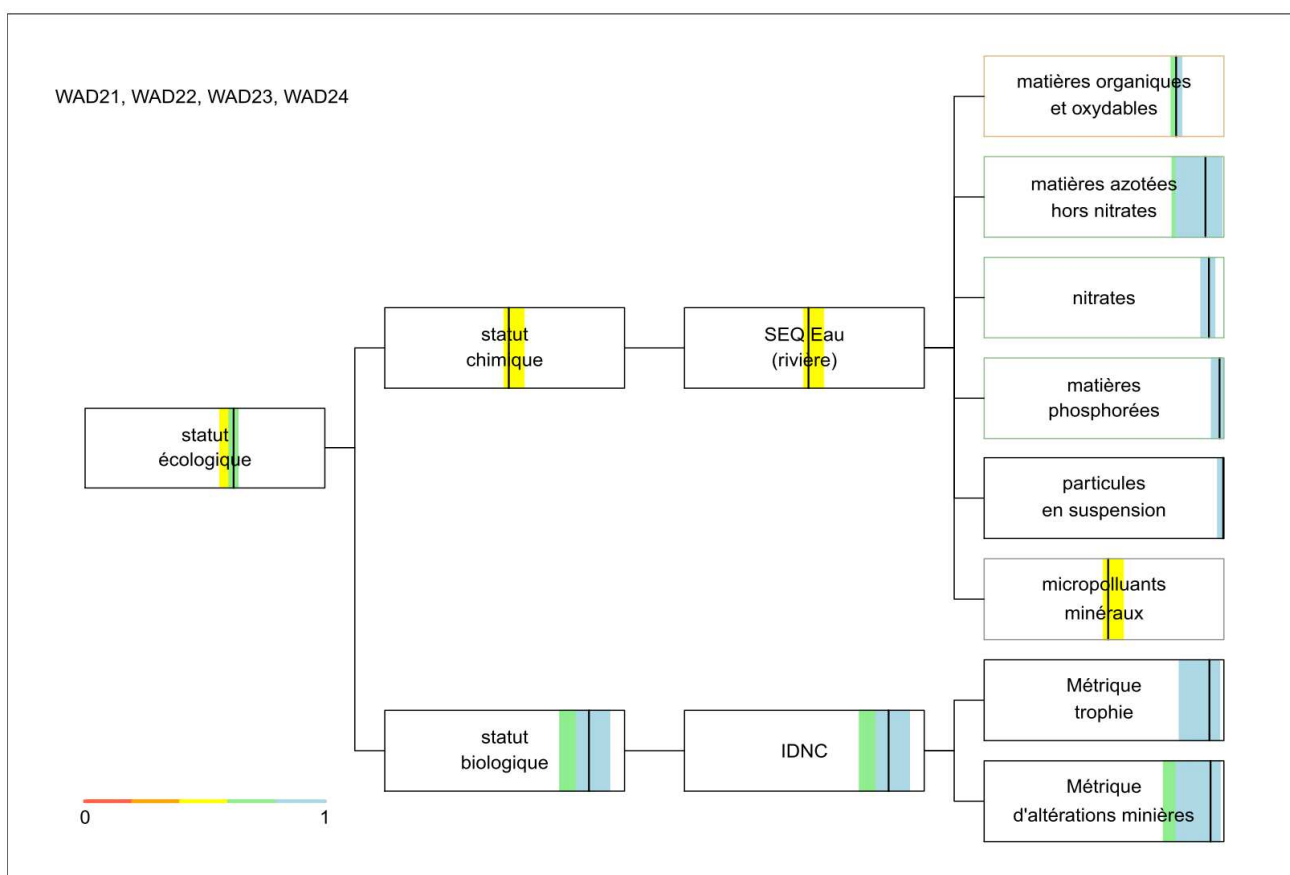


Figure 64 : Profil intégré d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi à partir des 4 relevés obtenus sur un site de référence ultramafique de l'HER D (site WAD2).

Par rapport à la figure précédente, l'intégration de 4 relevés, dont 2 sont collectés en saison sèche et 2 en saison humide, fait forcément apparaître une assise de variabilité des résultats sur chaque métrique, qui se matérialise par la bande de couleurs contenue dans chaque boîte de métrique (la moyenne étant représentée par le curseur vertical).

Pour l'évaluation donnée par le SEQ Eau, on peut voir que les analyses d'eau de ce site présentent parfois des teneurs en NH₄ et en matières organiques et oxydables le faisant fluctuer entre le très bon et le bon état selon le référentiel d'interprétation de métropole.

S'agissant de milieux naturels à végétation arbustive de type garrigue et ultraoligotrophiques (statut confirmé par les analyses de phosphore), cela surprend un peu mais se retrouve de façon saisonnière sur la plupart des autres sites de référence de ce contexte, traduisant la chute de matériel végétal en partie fermentescible et l'entraînement de formes de l'azote suite à la minéralisation de la matière organique. Ce site est donc bien représentatif du contexte naturel de cette zone (ici, HER D « plaines ultramafiques du Sud »). Ce cours d'eau est aussi susceptible de faire l'objet d'une activité de baignade, qui pourrait aussi contribuer à cette élévation modérée des niveaux de nutriments azotés et de matières oxydables à certaines dates.

Cependant, au niveau du SEQ Eau, ce sont bien sûr les concentrations naturelles en métaux dissous qui provoquent un déclassement, injustifié dans ce contexte naturellement riche en ces métaux. On peut aussi constater que niveau de contamination métallique est relativement peu variable entre les 4 campagnes malgré la répartition en 2 saisons sèches et 2 saisons humides, confirmant bien qu'il s'agit bien là d'un bruit de fond naturel pour la zone.

Si l'on s'intéresse cette fois à la partie biologique de l'évaluation, on peut repérer que la **métrique intégrée de trophie** a un domaine de variabilité inter-dates non négligeable qui, comme on l'avait vu de manière plus détaillée dans la figure précédente, est déterminé notamment par des teneurs de NH₄ et de matières organiques variables selon la saison et son climat. Cependant, le domaine de variation de référence est bien appréhendé et la métrique biologique de trophie reste à toutes les dates dans un classement de très bon état (classe bleue).

En région ultramafique riche en métaux dissous et en fines latéritiques, le volet le plus délicat de l'évaluation biologique est la partie d'évaluation d'**altérations de type minier**. On peut voir que, malgré la difficulté initiale à sérier ce qui, dans ce contexte naturel, résulterait de l'importante variabilité naturelle ou d'une altération anthropique d'origine minière, la renormalisation de l'échelle interprétative en EQR présentée en partie B de Figure 50 (exemple du nickel dissous, HER ultramafiques D et E) permet de bien dimensionner le domaine de variabilité de référence. Cette partie d'évaluation à partir de la métrique biologique d'intégration minière montre une variabilité sur un domaine assez large, qui reste contenu dans la classe de Très Bon État à 3 dates et descend dans la classe de Bon État lors de la 2^{ème} campagne (12-08-2013), probablement en liaison avec un épisode hydrologique ; la moyenne restant en TBE et à un niveau élevé.

On peut constater que l'évaluation finale IDNC a été déterminée de façon dominante par la métrique d'altération minière, ce qui est logique sur ce type de substrat.

Mais, au vu de la physionomie différente de la boîte horizontale IDNC par rapport à celle de la métrique intégrée d'altération minière et selon le principe d'agrégation OO-AO utilisé, on voit aussi que la métrique de trophie a été retenue au moins à une date comme ayant la valeur la plus basse. Ce constat est plutôt satisfaisant à ce stade car, même dans le contexte de cette géologie très spécifique, on a la confirmation que les 2 métriques intégratives de l'IDNC peuvent participer de façon pas trop déséquilibrée à l'évaluation finale procurée par ce nouvel indice.

Un autre point très positif est que la formulation finale de l'IDNC a permis de bien tenir compte du niveau et de la variabilité de la condition de référence pour évaluer correctement un site donné. Ici, le site est non-impacté par l'homme, son évaluation biologique l'indique en Très Bon État à 3 dates sur 4 et en Bon État lors d'une saison humide plus perturbée sur le plan des métaux dissous et des latérites par des épisodes de pluies.

Cela paraît raisonnable car nous savions par construction que les métriques biologiques d'altération minière subiraient d'emblée une variabilité naturelle plus forte que les métriques de trophie, avec un certain degré inévitable de superposition entre le domaine de variation naturelle et le domaine relatif à l'influence anthropique. De ce fait, il n'est pas anormal que certains relevés à certaines dates procurent des notations plus basses pour des raisons de perturbations naturelles plus marquées qu'à l'accoutumée, du type épisodes de pluies tropicales et crues qui en découlent.

V.7.3.4 Site sous altération minière (HER ultramafique) :

L'exemple présenté en Figure 65 ci-dessous concerne l'évaluation obtenue à partir d'un relevé individuel (relevé WAN13) réalisé sur un site situé dans une HER ultramafique, qui a été prélevé lors de la 3^{ème} campagne de terrain sur la rivière Wanebwayo (commune de Houaïlou), à une altitude de 55 m, dans l'HER E « Massif Ultramafique ». Ce site est connu pour subir une forte influence d'impacts miniers.

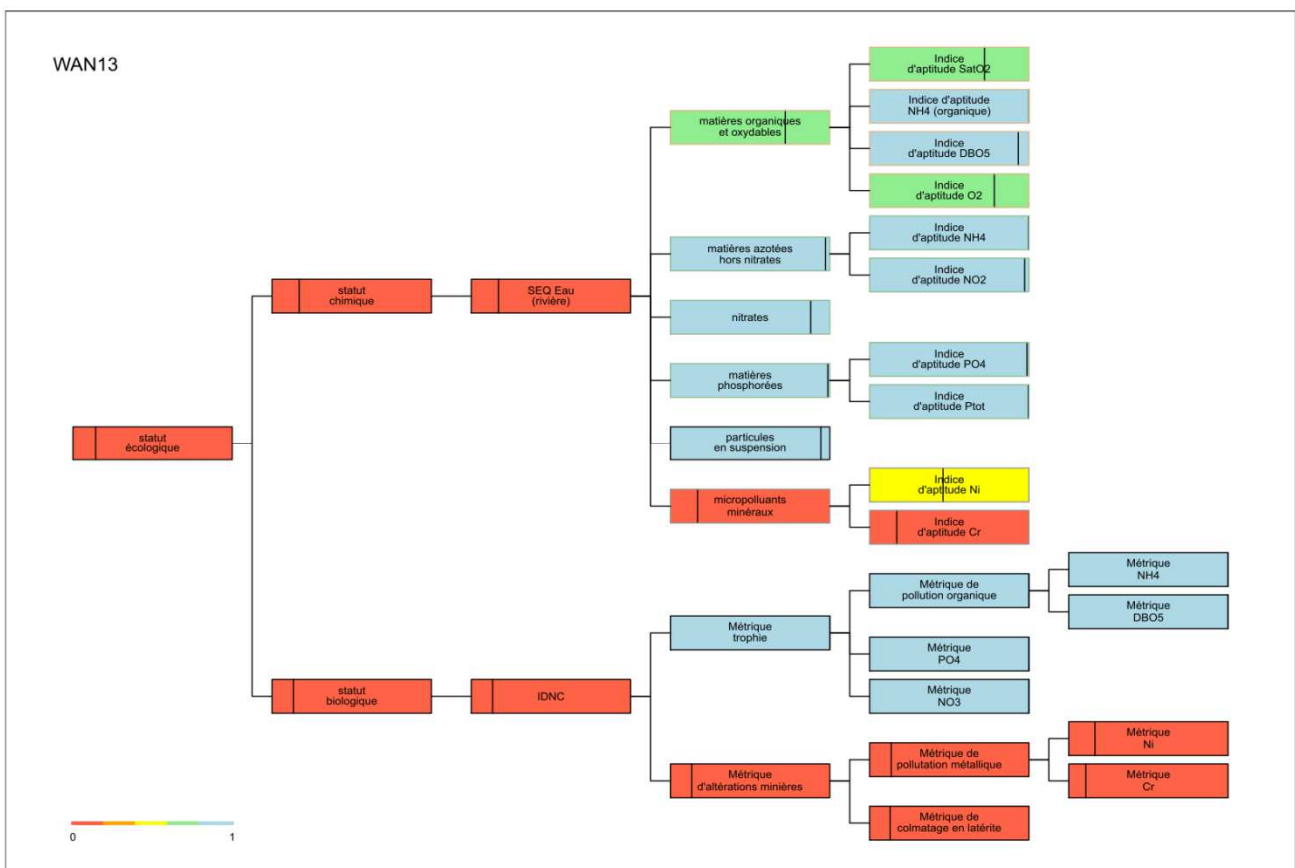


Figure 65 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site ultramafique de l'HER E impacté par l'activité minière (Relevé de 3^{ème} campagne du site WAN1).

En bonne correspondance avec les conditions naturelles ultra-oligotrophiques caractéristiques de ces substrats à péridotites, le SEQ Eau n'indique aucune altération d'enrichissement trophique (eau contenant peu à très peu de nutriments), mais fait cependant l'interprétation d'un léger déficit en O₂ faisant passer le relevé en classe verte sur ce point (le niveau de DBO₅ étant excellent, cela pourrait mettre en cause un aspect non analysé, type COT ou NKJ, ou simplement d'un aspect lié à une hydrodynamique atténuée du cours d'eau pour ce relevé fait en saison sèche).

Par contre, il indique clairement un déclassement par les métaux dissous, le Nickel établissant un indice d'aptitude moyen (classe jaune) et le chrome dissous correspondant à une situation franchement impactée (classe rouge). Même si le référentiel métropolitain du SEQ est décalé et trop sévère par rapport aux bruits de fond locaux, la teneur élevée en nickel et surtout en chrome dissous de ce relevé traduisent très probablement un impact minier abiotique.

Les métriques biologiques participant à l'IDNC confirment bien les éléments de diagnostic abiotique établis par le SEQ. En effet, aucune des métriques trophiques ne révèle le moindre impact anthropique d'enrichissement des milieux en nutriments. Par contre, les 3 métriques individuelles d'altération minière (chrome dissous, nickel dissous, fines latéritiques) répondent en indiquant chacune une altération minière très forte (classe rouge de mauvais état).

Ce résultat d'évaluation diatomique est conforme à la connaissance capitalisée sur ce site sous influence d'activités minières de la SLN.

L'exemple présenté en Figure 66 ci-dessous concerne aussi l'évaluation obtenue à partir d'un relevé individuel (relevé ADO11) sur un site situé dans l'HER E « Massif Ultramafique », prélevé lors de la 1^{ère} campagne de terrain sur l'Affluent Dothio (commune de Thio), à une altitude de 84 m, sur le Littoral Est. Ce site est aussi connu pour subir des impacts miniers parmi les plus forts rencontrés dans notre jeu de données (société exploitante : SLN).

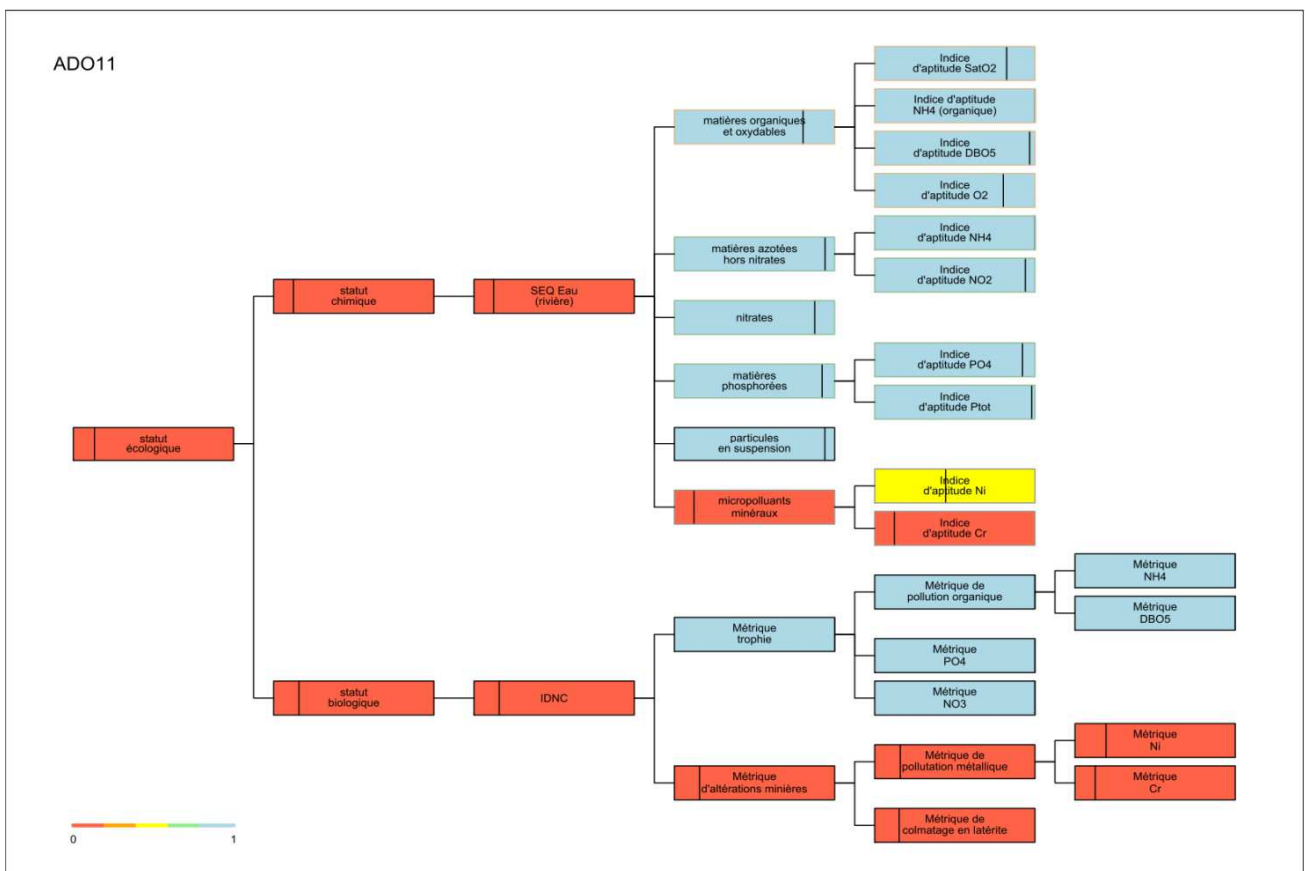


Figure 66 : Profil d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi sur un relevé d'un site ultramafique de l'HER E impacté par l'activité minière (Relevé de 1ère campagne du site ADO1).

La physionomie de l'organigramme d'évaluation, obtenu une année différente mais aussi en saison sèche, est très comparable à celui présenté en Figure 65 (WAN13), à savoir que le SEQ Eau et la métrique biologique de trophie ne révèlent aucun début d'impact en terme d'enrichissement trophique du cours d'eau. En revanche, le SEQ révèle exactement les mêmes types d'altérations liées aux métaux dissous, les teneurs en nickel étant caractéristiques d'un état moyennement altéré et le chrome manifestant une altération très forte de l'indice d'aptitude. Les métriques biologiques d'altération minière intervenant dans l'IDNC confirment largement l'atteinte révélée au niveau des analyses d'eau, puisque les 3 métriques procurent une réponse biologique très forte révélatrice du haut niveau d'impact minier s'exerçant sur le cours d'eau.

Au final, comme dans l'exemple précédent, l'IDNC retient comme niveau final d'évaluation le résultat de la métrique intégratrice des **impacts miniers**, qui a révélé les résultats les plus dégradés.

Examinons enfin la Figure 67, qui présente la synthèse des 4 relevés acquis sur le site minier ADO1 (exemple précédent), afin d'examiner les variabilités et les particularités de l'évaluation à cette échelle plus intégrée.

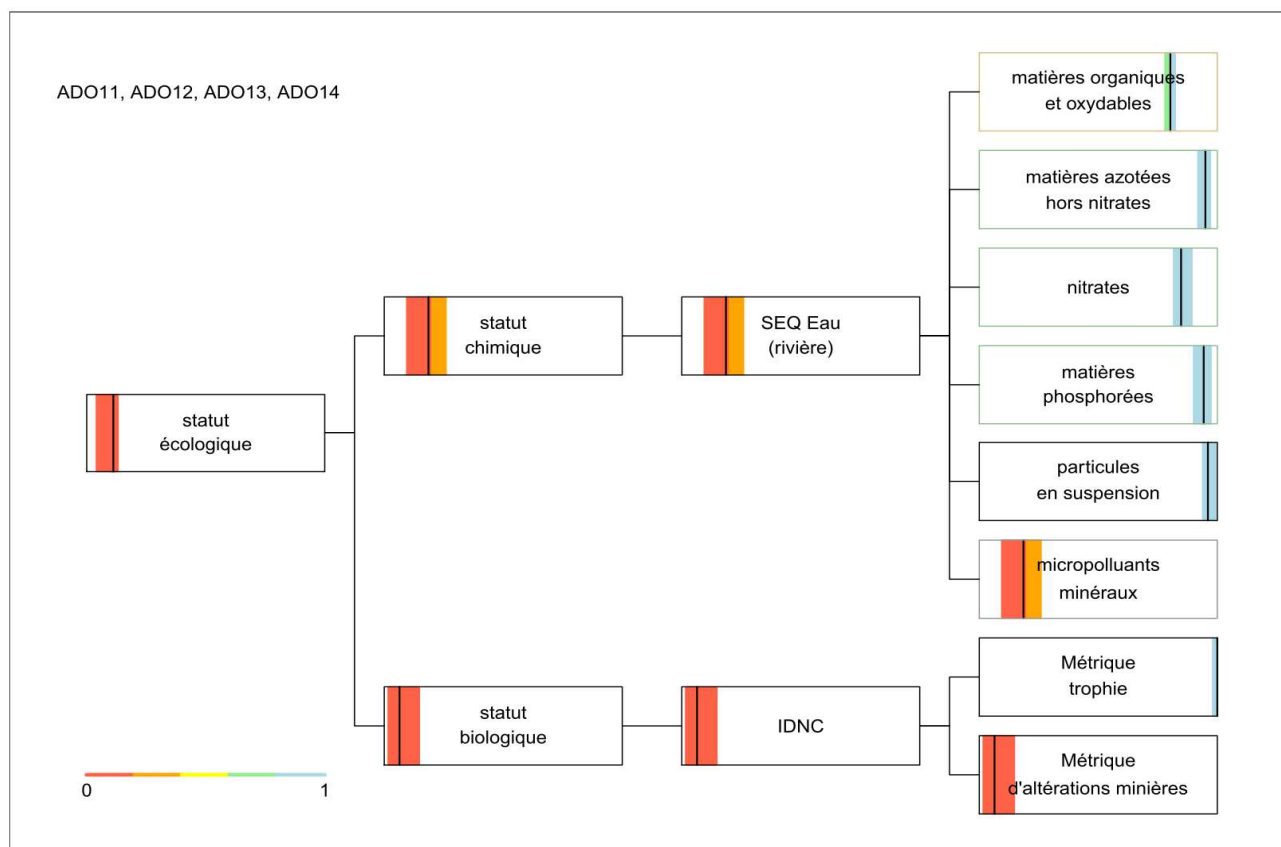


Figure 67 : Profil intégré d'évaluation d'état écologique (dont IDNC) établi à partir des 4 relevés obtenus sur un site ultramafique de l'HER E sous forte influence de pollution minière (site ADO1).

Comme dans le cas d'un site de référence ultramafique précédent, la partie « diagnostic trophique » du SEQ révèle de très basses teneurs en nutriments dans les analyses, mais une légère atteinte globale sur l'indice d'aptitude matières oxydables et organiques qui concerne probablement l'O₂ dissous (cf niveau du curseur sur les paramètres O₂ en Figure 66), faisant basculer l'indice d'aptitude du bleu au haut de la classe verte (bon état).

Par contre, l'indice d'aptitude « micropolluants minéraux » révèle un état très dégradé oscillant selon les dates entre la classe orange et la classe rouge (le curseur figurant la moyenne étant légèrement dans la classe rouge). Donc, même avec un seul prélèvement ponctuel d'eau par campagne de prélèvement, ce qui est peu représentatif de la dimension temporelle, tous les prélèvements d'eau de ce site pollué par l'activité minière contiennent une charge importante de métaux dissous Ni et Cr.

Concernant l'évaluation biologique, les métriques trophiques donnent un résultat très resserré et très bon, confirmant que ce site est totalement indemne d'altération par un enrichissement en nutriments. Par contre, la métrique intégrative des altérations minières situe le site en mauvais état (classe rouge) aux 4 dates.

Au final, après agrégation des résultats des 4 relevés disponibles, l'IDNC a retenu systématiquement le diagnostic d'état biologique donné par la pire des 2 métriques intégratrices, à savoir l'état très dégradé donné par la **métrique d'altération minière**.

Ce chapitre a permis de balayer rapidement la diversité de situations-types présentes sur les sites d'étude et de montrer la bonne consistance des réponses biologiques prises en compte dans l'IDNC.

V.7.3.5 Accès aux résultats détaillés d'évaluation au relevé et au site :

Les profils d'évaluation abiotique et biologique concernant les 210 relevés (site X date) complets exploitables, collectés pendant le programme d'étude sur 74 sites différents, ont été produits avec la version la plus actuelle d'IDNC selon les 2 types de figuration présentées (1 : au relevé individuel, 2 : avec intégration des relevés disponibles sur un même site).

Représentant un volume trop important pour être intégrés dans le Tome 2 « Annexes », ces figurations détaillées de profils d'évaluation au relevé et au site ont été fournies à l'OEIL sous la forme d'un répertoire additionnel de fichiers électroniques pdf.

Les résultats détaillés de chaque métrique élémentaire ou agrégée d'évaluation au relevé, ainsi que les résultats finaux obtenus par l'IDNC pour les 210 relevés diatomiques, sont fournis en Annexe 10-3 (Tome 2) du présent rapport, à la fois en termes de scores EQR obtenus et de leur rattachement aux classes de qualité.

V.7.4 Alertes sur la fiabilité des résultats d'IDNC

Le calcul de l'IDNC est basé sur les 217 taxons constitutifs de l'indice, la plupart d'entre eux ayant dépassé les 2 seuils de sélection : **1)** d'occurrence minimale de 4 dans le jeu de données, et **2)** de 5% d'abondance relative minimale dans au moins un relevé) ; **3)** 6 taxons additionnels à caractère « urbain », rares au niveau de l'occurrence globale, mais marquant fortement quelques relevés, ayant finalement été rajoutés par expertise ; et **4)** en ne faisant pas entrer dans le calcul d'indice des taxons halophiles présents dans certains relevés sous influence littorale.

En effet, la méthode IDNC vise à évaluer la qualité de cours d'eau dans le domaine d'eau douce, sur la base des taxons d'eau douce des biofilms. Si un site implanté très à l'aval d'un cours d'eau subit une influence littorale, les taxons halins que le relevé diatomique va intégrer sont amenés de façon fortuite et sous influence marine dans le domaine de transition sans indiquer quoi que ce soit sur la qualité des eaux douces de la rivière (ils arrivent d'un lagon salé et très déconcentré en métaux et en nutriments).

Donc, pour résumer, le calcul d'IDNC s'appuie sur la composition des taxons d'eau douce du relevé faisant partie des 217 taxons d'eau douce constitutifs de la méthode.

Les inventaires sont déterminés avec une pression de comptage-cible de 500 individus prévue au protocole. Ils sont réalisés sur l'assise aussi complète que possible des taxons qu'ils contiennent (incluant les taxons halophiles ou d'autres, reconnus et identifiés dans le jeu de données et autant que possible dans l'atlas taxinomique de Nouvelle-Calédonie, mais insuffisamment trouvés pour intégrer la méthode indicielle, voire pour autoriser une détermination taxinomique certaine : ils sont dans ce cas affublés d'un code de genre et d'un numéro indicatif de l'espèce sans examen de leur éventuel statut d'alerte, anecdotique et impossible à vérifier sous TITAN en-dessous d'une distribution suffisante).

Il a donc semblé intéressant d'établir quelques règles d'alerte sur le résultat d'IDNC permettant de signaler des relevés indicatifs de situations particulières étant susceptibles d'altérer la fiabilité du calcul d'indice délivré, comme illustré Figure 68.

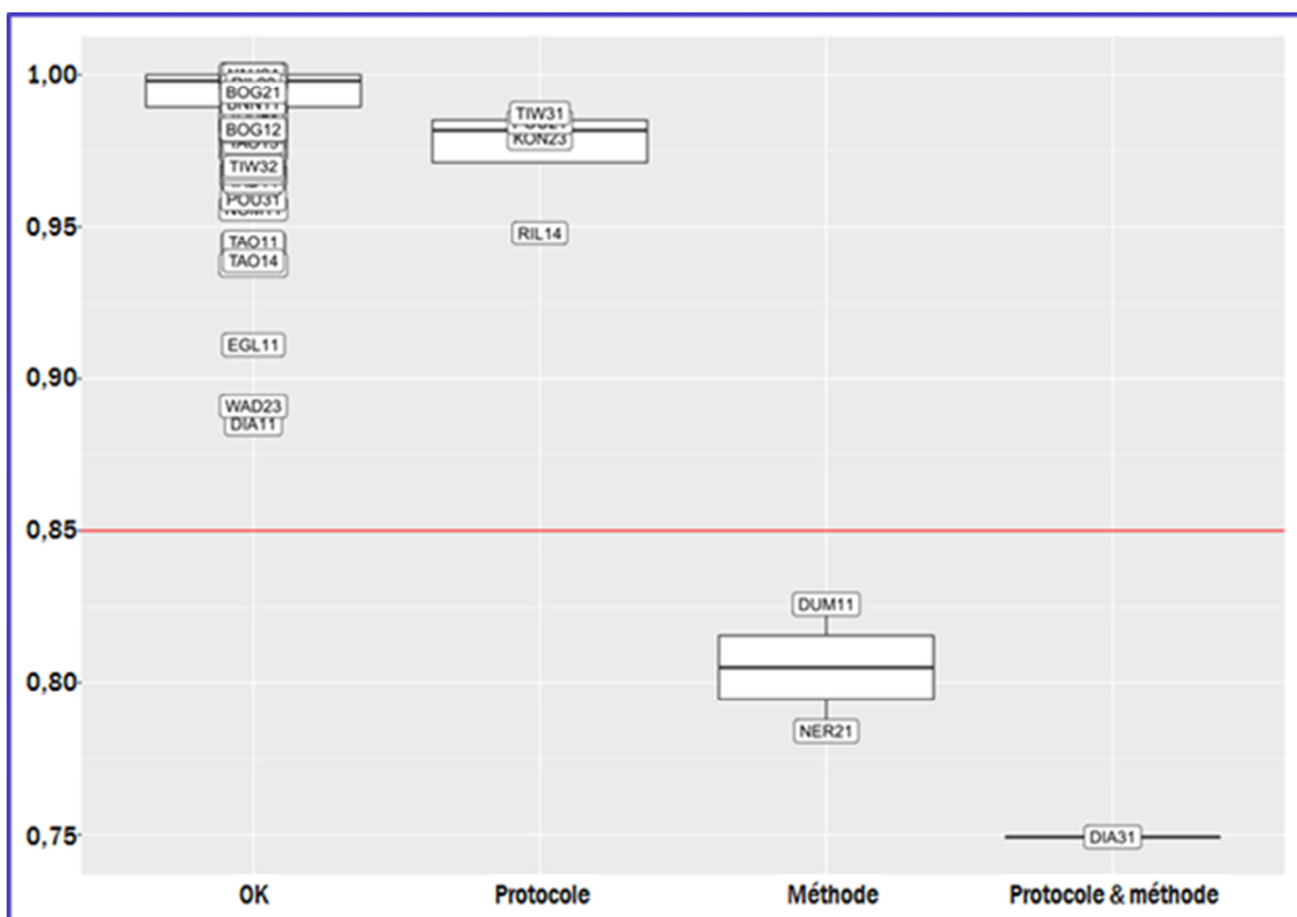


Figure 68 : Contrôle de fiabilité du résultat d'IDNC obtenu sur les 210 relevés complets du programme d'étude.

Il est tout d'abord possible dans certaines conditions, notamment en conditions ultra-oligotrophiques ou avec colmatage latéritique ne permettant de récolter que très peu de matériel biologique, de ne pas arriver, même après montage et comptage de 2 ou 3 lames différentes, à la pression de comptage nominale de 500 individus.

Un autre cas rencontré, qui rejoint aussi le non-respect du protocole attaché à la méthode, concerne des déterminations taxonomiques qui n'arriveraient pas au niveau de l'espèce, indicielle ou non, mais qui seraient faites au genre. Ceci peut arriver très occasionnellement en cas d'espèce nouvellement détectée, qui n'aurait donc pas encore été listée et décrite dans les documents d'accompagnement de la méthode IDNC. Dans ce cas, sur la base des critères de sélection des taxons constitutifs appliqués sur le jeu de données d'étude, elle sera en principe peu abondante et ne devrait pas faire descendre sensiblement l'effectif réellement déterminé à l'espèce.

Mais ce type de problème pourrait aussi à l'avenir être occasionné par la sélection d'un **opérateur insuffisamment qualifié ou formé**, qui ne pousserait l'identification taxonomique qu'au genre alors que les taxons constitutifs de la méthode sont déterminés à l'espèce et que leur statut dans la méthode a été affecté à ce niveau de détermination. L'information au genre sera donc inopérante et traduira le plus souvent un problème de non-respect du protocole par l'opérateur sélectionné pour réaliser la prestation. La 2^{ème} colonne « protocole », en partant de la gauche de la **Figure 68**, compare d'une part **l'effectif total compté dans le relevé** par rapport à la pression de comptage-cible de 500 individus prévue dans la méthode, et **soustrait aussi les individus déterminés seulement au genre** de l'effectif compté du relevé. Jusqu'à une pression de comptage de 400 formes identifiables, qui est celle pratiquée en métropole pour l'IBD, le résultat du calcul indiciel pourrait être considéré comme suffisamment fiable pour être pris en compte, moyennant signalement éventuel de l'effectif réduit par rapport à l'objectif. Par contre, en-dessous de ce seuil, une alerte basée sur l'effectif compté insuffisant pour cause de non-respect du protocole-cible (effectif total compté dans le relevé et/ou niveau de résolution taxonomique inférieurs à ce qui est prévu par le protocole) est assortie d'une forte réserve sur la fiabilité du résultat.

Dans cette colonne 2 «protocole» de la **Figure 68**, il est possible d'identifier 4 relevés différents dont le relevé n'a pas atteint la pression de comptage-cible et/ou la détermination à l'espèce d'au moins 400 individus (résultats du graphique exprimés en pourcentage / 400).

Il est inévitable, en conditions réelles de terrain, d'avoir quelques relevés s'écartant de l'application nominale de la méthode (stations avec très peu de matériel diatomique en place à la date du prélèvement, qui pourront poser un problème d'effectif compté réduit ou carrément insuffisant, stations avec conditions biogéographiques inédites par rapport à l'assise de sites sur laquelle a porté l'étude, ce qui à l'avenir risquerait d'entraîner une présence non-négligeable de nouvelles espèces non encore décrites). Cependant, les 4 relevés ayant présenté un écart significatif par rapport au protocole-cible ont représenté au final un pourcentage marginal (moins de 2%) par rapport aux 210 relevés complets de l'étude. Leur écart par rapport au respect du protocole-cible est répertorié et sera signalé à l'édition des résultats du calcul indiciel, celui à l'effectif le plus bas ayant été RIL14, récolté sur une station à très faible biomasse à cette date. Pour ces 4 relevés contenant au final moins de 400 individus déterminés à l'espèce, le résultat du calcul d'IDNC est donc entaché d'une réserve sur l'assise de l'inventaire.

Même si un tel résultat pourrait éventuellement être considéré au final comme valide (selon la nature et l'origine de l'écart rencontré), ce ne pourrait être qu'après expertise attentive du cas de figure, en constatant la conformité d'évaluation du site avec la connaissance déjà capitalisée, et en assortissant à ce résultat un faible niveau de confiance pour sa bancarisation.

Deux autres cas susceptibles de conduire à un calcul d'IDNC moins robuste pour cause de portée affaiblie ou insuffisante des taxons indiciels dans le relevé peuvent aussi survenir, à savoir :

- la présence dans l'inventaire d'une part non-négligeable de **taxons non-indiciels d'eau douce** (taxons repérés et identifiés en cours d'étude, ne serait-ce que sous numéro, mais n'ayant pas atteint les critères de seuillage suffisants pour faire partie de la liste des taxons indiciels de l'IDNC ; ou alors, nouveaux taxons pas encore rencontrés et identifiés dans le cadre de l'étude initiale) ;
- les taxons arrivant dans l'inventaire **sous influence haline littorale**, qui représentent donc une part plus ou moins importante de l'assemblage collecté, mais qui ne participent pas à la portée indicielle du relevé et au calcul indiciel.

Dans ces 2 cas, le pourcentage de l'effectif du relevé participant au calcul de l'indice est confronté à l'effectif total d'individus comptés dans le relevé.

La colonne 3 «méthode» de la Figure 68 présente l'état des relevés présentant un pourcentage (individus indiciels / individus totaux comptés dans le relevé) < 85 %.

Les 2 relevés DUM11 et NER21, situés très à l'aval et proches de l'exutoire de la Dumbéa et de la Néra, sont typiques du 2^{ème} cas de figure précité. Une partie non-négligeable de ces 2 relevés est constituée de taxons halophiles arrivés dans l'échantillonnage sous influence littorale. Venant du milieu littoral concentré en sel et très déconcentré en éléments polluants, ils n'indiquent rien sur la pression anthropique qui s'applique sur la rivière et sur l'altération d'état qu'elle provoque. Il est important de signaler ce problème d'influence littorale, qui affaiblit l'assise indicielle du comptage, et de soumettre à avis-expert la validité de l'évaluation de qualité produite, moins solide que si tout le relevé avait participé au calcul d'IDNC. Pour l'instant, il a simplement été considéré que ces 2 relevés passaient en-dessous du seuil indicatif de 85 % de taxons indiciels par rapport aux taxons comptés dans le relevé et que de ce fait, le résultat indiciel, altéré dans sa fiabilité, était à expertiser.

Sur ce type de cas, il sera possible à l'avenir de raffiner le dispositif, en donnant un **seuil d'alerte sur résultat** et un **seuil inférieur au-dessous duquel il n'est plus possible de juger le résultat d'IDNC comme valide**, la bande entre ces 2 seuils pouvant être soumise à examen-expert jugeant du degré de fiabilité du résultat produit.

Pour des relevés qui seraient signalés en-dessous de ce seuil du fait d'un nombre trop important de **taxons d'eau douce non-indiciels** présents dans le relevé mais ne participant pas encore au calcul de l'IDNC (1^{er} cas de figure précité), garder la trace de ces anomalies est important car c'est sur l'examen de ces cas qu'il sera le plus productif de reconsidérer et de compléter la liste des taxons indiciels lors des futures évolutions de l'IDNC.

En effet, pour provoquer un écart suffisant entre taxons indiciels et effectif total compté du relevé, un tel signalement pourra être dû à l'intervention de nombreux taxons non-indiciels dans le relevé, appartenant à de nombreuses espèces différentes (problème d'assise biogéographique de la flore de ce relevé mal couverte par le programme d'étude initial). Dans un tel cas, il conviendrait de mieux couvrir à l'avenir cette typologie de conditions naturelles et de flores insuffisamment décrites par de nouvelles stations de réseau ou d'étude.

Soit cet écart sera dû à une ou quelques espèces assez fortement présentes et non indicielles jusqu'à présent, auquel cas il faudrait faire évoluer la liste de taxons indiciels sur la base de ce ou de ces taxons plutôt abondants dans le relevé, afin d'améliorer la portée de l'indice et de limiter le nombre de cas où son calcul est entaché d'un problème d'assise insuffisante.

Enfin, au cours de tout le programme d'étude, un seul relevé a cumulé un problème d'effectif de comptage inférieur à 400 individus déterminés à l'espèce et la présence d'une proportion non-négligeable de taxons non-indiciels dans le relevé (dans ce cas, taxons halophiles), à savoir le relevé DIA31 (colonne « protocole + méthode », colonne la plus à droite de la Figure 68). Le résultat de ce relevé, réalisé sur un site de la Diahot aval avec forte influence haline littorale, est simplement donné à titre indicatif, la note IDNC obtenue ne pouvant être considérée comme fiable.

Les relevés restants, présentés dans la colonne « OK » complètement à gauche de la Figure 68, ont obtenu un résultat considéré comme fiable d'emblée (pas de problème particulier d'assise du calcul indiciel justifiant un signalement spécifique).

La Figure 69 ci-dessous présente un extrait de la carte des résultats de l'IDNC (exemple de la 1^{ère} campagne de prélèvement), suffisamment zoomé pour rendre lisible l'information relative au niveau de fiabilité attaché au résultat du calcul indiciel.

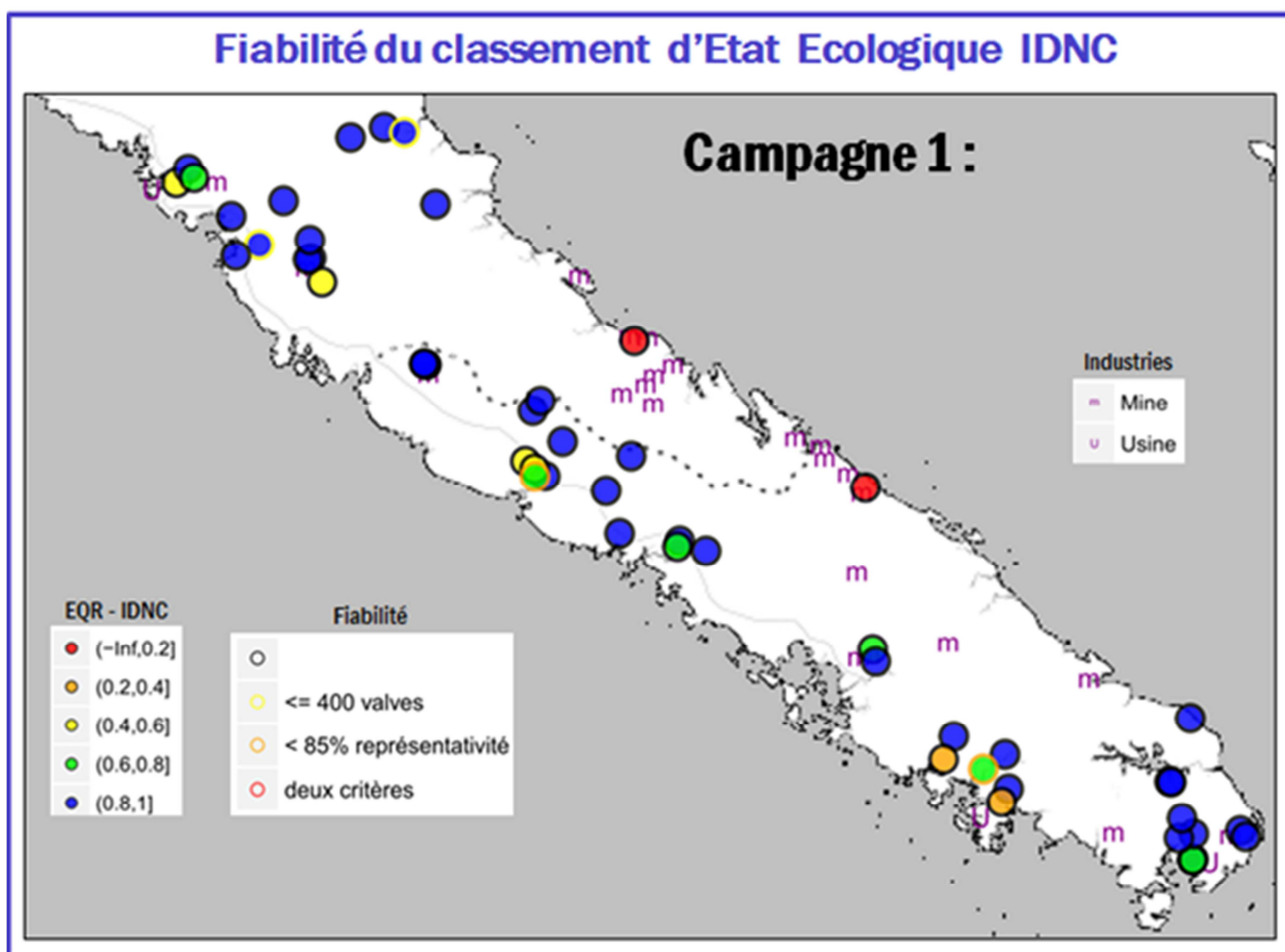


Figure 69 : Représentation de la fiabilité du calcul de l'IDNC (1^{ère} campagne de prélèvement).

On peut retrouver dans cette Figure 69, en parcourant la Grande Terre du Sud vers le Nord, les relevés signalés en Figure 68 comme ayant fait l'objet d'écarts de pratique lors de la 1^{ère} campagne de prélèvement, à savoir :

- la station DUM1 située sur la commune de Dumbéa, juste au Nord de Nouméa (zone d'influence haline),
- la station NER21, située sur la Néra aval, commune de Bourail (zone d'influence haline),
- la station POU31, située à l'aval de Pouembout (zone d'influence haline),
- la station TIW31, située sur le cours aval de la rivière Tiwaka sur la commune de Poindimié en littoral Est (zone d'influence haline).

Un cinquième relevé cerclé de rouge, non représenté sur cet extrait de carte zoomée, est le relevé DIA31 issu de la Diahot aval sur la commune de Ouégoa (extrême Nord-Est de la Grande Terre), là aussi sous influence haline littorale.

Les règles d'évaluation de fiabilité actuellement proposées garantissent la validité du calcul indiciel et l'émission d'une alerte sur résultat si l'assise indicielle du relevé est suffisamment altérée pour mériter un signalement. Ces propositions pourront être rediscutées et amendées en fonction des avis et besoins des gestionnaires locaux.

V.8 Idée d'outil de diagnostic

Le présent programme a visé à produire un outil d'évaluation générale d'état écologique à partir du compartiment des diatomées benthiques des cours d'eau, et cet objectif a été atteint. Le nouvel outil indiciel produit (l'IDNC) agrège les informations issues de 7 métriques biologiques de mesure d'altération sélectionnées pour évaluer la qualité du milieu aquatique en fonction des réponses du compartiment diatomique. L'évaluation, qui intègre les aspects trophiques et les aspects d'altération minière, donne au final un **résultat global unique d'état écologique** (ici, diatomique) du cours d'eau, qui permet de quantifier le niveau d'altération anthropique constaté (la note finale d'EQR-IDNC traduisant un écart par rapport à la référence adéquate, selon la philosophie d'évaluation préconisée par la DCE).

Il sera ultérieurement envisageable, selon besoin des décideurs et gestionnaires locaux, d'utiliser plus en détail l'information qui a été intégrée dans l'élaboration du résultat final d'IDNC, ainsi que d'autres informations sur la structure des communautés éventuellement mobilisables (par exemple des indices de biodiversité générale), en appui au diagnostic et à la gestion corrective des cours d'eau altérés. En effet, une fois qu'un problème d'atteinte à la qualité écologique d'un cours d'eau est révélé, il est intéressant ensuite de mieux spécifier le type ou les types d'altération en cause et de déterminer-hiérarchiser dans quel(s) domaine(s) il sera le plus efficace d'agir, sur le plan à la fois technique et financier, pour restaurer une qualité correcte du cours d'eau.

Les tableaux de bord d'état abiotique et biologique présentés de la Figure 60 à la Figure 67 constituent déjà, moyennant une réadaptation des seuils du SEQ Eau aux conditions locales de Nouvelle-Calédonie, un bon résumé des informations abiotiques et diatomiques disponibles pour repérer la source d'une ou des altérations affectant un site.

Cependant, dans l'objectif d'un soutien plus effectif au diagnostic et à la gestion corrective, il est tout-à-fait envisageable d'agréger l'information biologique d'une façon différente et plus raffinée que cela a été fait dans l'IDNC, afin de bien spécifier l'origine plus précise d'une ou des altérations s'appliquant à un site et d'en quantifier les effets sur le maillon diatomique.

D'autre part, il semblerait possible d'étayer le diagnostic avec des éléments plus consolidés de suivi abiotique d'un site donné, notamment en matière de contamination métallique de la colonne d'eau. En effet, vis-à-vis de tels paramètres d'altération, la faible représentativité temporelle d'un échantillon d'eau ponctuel a été particulièrement soulignée en cours de programme et a dû être résolue (intervention d'expertise) pour arriver à sélectionner des listes efficaces de taxons d'alerte. Ainsi, il serait possible, pour un site donné de surveillance et/ou de diagnostic, de se référer à une chronique historique collectée pour mieux déterminer si le site est soumis, au moins par moments, à des bouffées de métaux toxiques difficilement détectables par un seul échantillonnage ponctuel, mais qui auront plus de chances de l'être au niveau d'une chronique multi-dates.

Enfin, sujet déjà évoqué antérieurement dans ce rapport, il semble aussi possible de tirer parti, de façon éventuellement conditionnelle (règles hiérarchisées d'intervention), de descripteurs ou d'indices de biodiversité générale permettant de mieux caractériser et évaluer l'intensité d'une perturbation liée à une altération anthropique, au travers des effets qu'elle occasionne sur la structure globale des assemblages diatomiques (biodiversité spécifique du relevé, qui s'appuie sur le nombre d'espèces de l'assemblage, équilibre interspécifique et équitabilité du relevé etc ...).

Ces différentes natures d'informations pourraient être exploitées de concert, et il pourrait par exemple en être rendu compte de façon quantitative via un système de diagramme-radar pensé et optimisé en vue d'appuyer plus efficacement le diagnostic et la gestion corrective (réflexion spécifique et ingénierie de conception restant à réaliser).

La Figure 70 et la Figure 71, élaborées à partir de cas-types du jeu de données et d'informations pré-existantes ayant déjà fait l'objet d'un minimum d'exploitation dans le présent programme, présentent un simple aperçu de piste d'outil(s) qu'il serait possible de développer spécifiquement dans un futur programme, et illustrent des types de réponses que peut procurer la composition des relevés diatomiques, en fonction de la nature et du niveau des altérations anthropiques rencontrées sur le site.

Les branches du radar permettent de reporter des valeurs de résultats de métriques d'altération et, moyennant un travail indispensable d'ingénierie de conception non encore réalisé, les surfaces ou zones particulières de surfaces délimitées entre des axes permettraient de rendre mieux compte du niveau de perturbation abiotique et biologique provoqué par tel ou tel type plus précis d'altération anthropique.

Ces figures constituent simplement des idées de présentation possible, mais ne préjugent ni de la liste plus complète de descripteurs qui devraient utilement participer à un diagnostic pertinent des altérations qui s'exercent au site, ni du résultat de l'ingénierie de projet qui permettrait d'en tirer un parti direct au service de la gestion opérationnelle et corrective. Il faudra notamment réfléchir au positionnement judicieux de chaque axe au sens de présentation du gradient du descripteur de façon cohérente avec l'objectif de diagnostic et de mesure de niveau d'impact recherché.

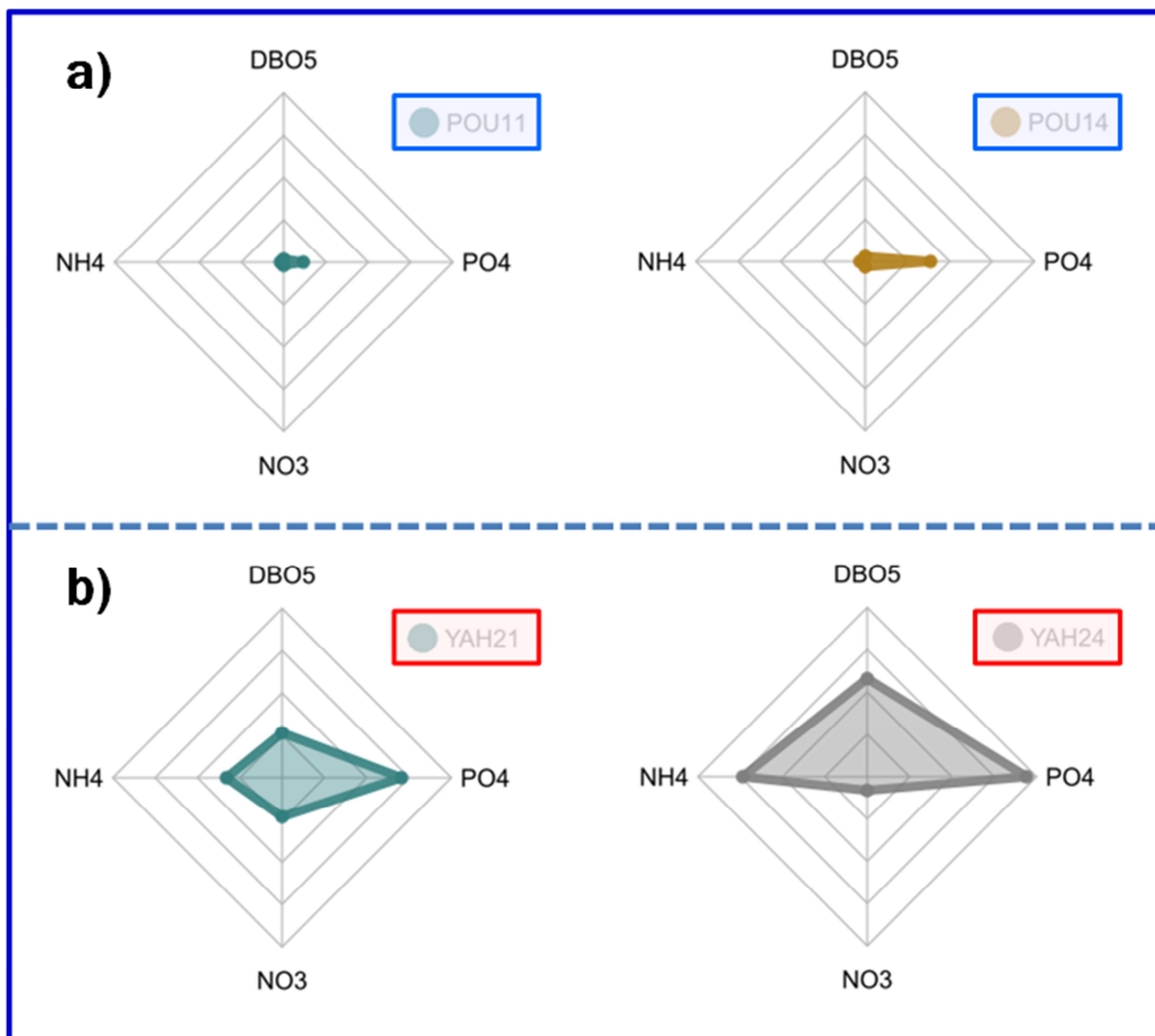


Figure 70 : Exemple d'outil de diagnostic trophique basé sur un principe de diagramme-radar. Réponses trophiques : a) d'un site de référence ; b) d'un site altéré par l'agglomération de Nouméa.

La Figure 70 présente une idée très simple de diagramme radar simple destiné à rendre uniquement compte des impacts biologiques de **pollution trophique** des cours d'eau (enrichissement en nutriments). Ici sont uniquement prises en compte les 4 métriques biologiques élémentaires déjà existantes intégrées dans la partie trophique de l'IDNC.

A noter qu'il serait tout-à-fait possible de combiner d'autres métriques complémentaires d'altération biologique à élaborer sous TITAN ou sous tout autre outil, par exemple une métrique de réponse diatomique au déficit en oxygénation du milieu, une métrique ciblée sur l'azote Kjeldahl, etc... Il serait même possible de créer des métriques combinatoires de plusieurs éléments, par exemple réponse au N inorganique (cumul des formes minérales d'azote dissous), réponse intégrée à la matière organique associant DBO5 et Carbone Organique, etc...

Le cas très simple présenté ici à titre d'exemple illustratif (radar directement dérivé de métriques déjà prises en compte dans l'IDNC) n'a donc pas d'autre ambition à ce stade que d'illustrer des situations-type rencontrées dans le jeu de données à partir d'éléments pré-existants, éventuellement déjà présentés sous une autre forme dans des figures précédentes.

Les 2 stations présentées correspondent à des conditions naturelles volcano-sédimentaires, les plus susceptibles, dans le contexte local de Nouvelle-Calédonie, de révéler des impacts trophiques. Pour une meilleure inter-comparabilité des résultats, les données présentées pour le site POU1 (partie a en haut de figure), qui est un site de référence de l'HER G « Chaîne Centrale », et pour le site YAH2 (partie b en bas de figure), qui subit d'importantes pollutions trophiques en liaison avec les rejets domestiques, périurbains et de STEP de l'agglomération de Nouméa, se rattachent aux mêmes campagnes de prélèvement, à savoir la campagne 1 réalisée en saison sèche et la campagne 4 faite en saison humide.

Sur le site POU1 en saison sèche (à gauche), la métrique orthophosphate réagit très faiblement en saison sèche et logiquement, avec une petite augmentation des apports exogènes depuis le territoire naturel en saison humide, réagit un peu plus à ce paramètre (réponse modeste). Il n'y a pratiquement aucune réponse biologique aux 3 autres paramètres présentés, ce qui confirme le statut de référence de ce site.

Le site pollué YAH2 présente aussi des réponses biologiques différentes selon la saison, l'aire de réponse à l'altération étant plus faible en saison sèche et la station d'épuration prenant mieux en charge la fonction de nitrification (temps de résidence interne plus longs).

Par contre, en saison humide, l'altération anthropique générale est renforcée avec une augmentation des réponses biologiques sur NH₄, PO₄, DBO₅ et une absence complète de réponse aux nitrates. Ce type de résultats suggère qu'à cette saison, la fonction de nitrification est non ou mal réalisée dans la STEP, donc conduit à un effluent pauvre en cet élément et plus riche en formes organiques et réduites d'azote, traduisant probablement un moins bon fonctionnement de la STEP et un certain sous-dimensionnement de celle-ci à cette saison à plus forts flux entrants (incluant probablement d'assez fortes intrusions pluviales).

La Figure 71 **en page suivante** présente un exemple plus complet associant des éléments de diagnostic trophique, des éléments de diagnostic d'altérations minières et des éléments représentatifs des caractéristiques de biodiversité des assemblages diatomiques.

Les présents diagrammes présentent donc simplement, sans ingénierie de conception particulière (donc probablement de façon très perfectible), des résultats de métriques qui ont été effectivement étudiées et travaillées dans le cadre de l'actuel programme. Il est possible d'imaginer d'autres métriques d'intérêt pour le diagnostic d'altération anthropique, par exemple une métrique de réponse au colmatage latéritique, une ou des métriques agrégeant plusieurs descripteurs dont l'information converge vers un type particulier d'altération trophique etc...

Naturellement, le prototype présenté serait à mettre en pratique et à optimiser en fonction de l'examen des réponses de tout le jeu de données et du sens que l'on peut donner à chacune des métriques en matière de diagnostic d'altération anthropique.

En effet, si certaines des métriques répondent exclusivement à des altérations soit trophiques, soit minières, il faudrait notamment étudier plus en détail les réponses provoquées sur les caractéristiques de biodiversité des assemblages pour définir dans quel sens les utiliser et quelle signification donner à leur réponse en fonction de l'altération présente.

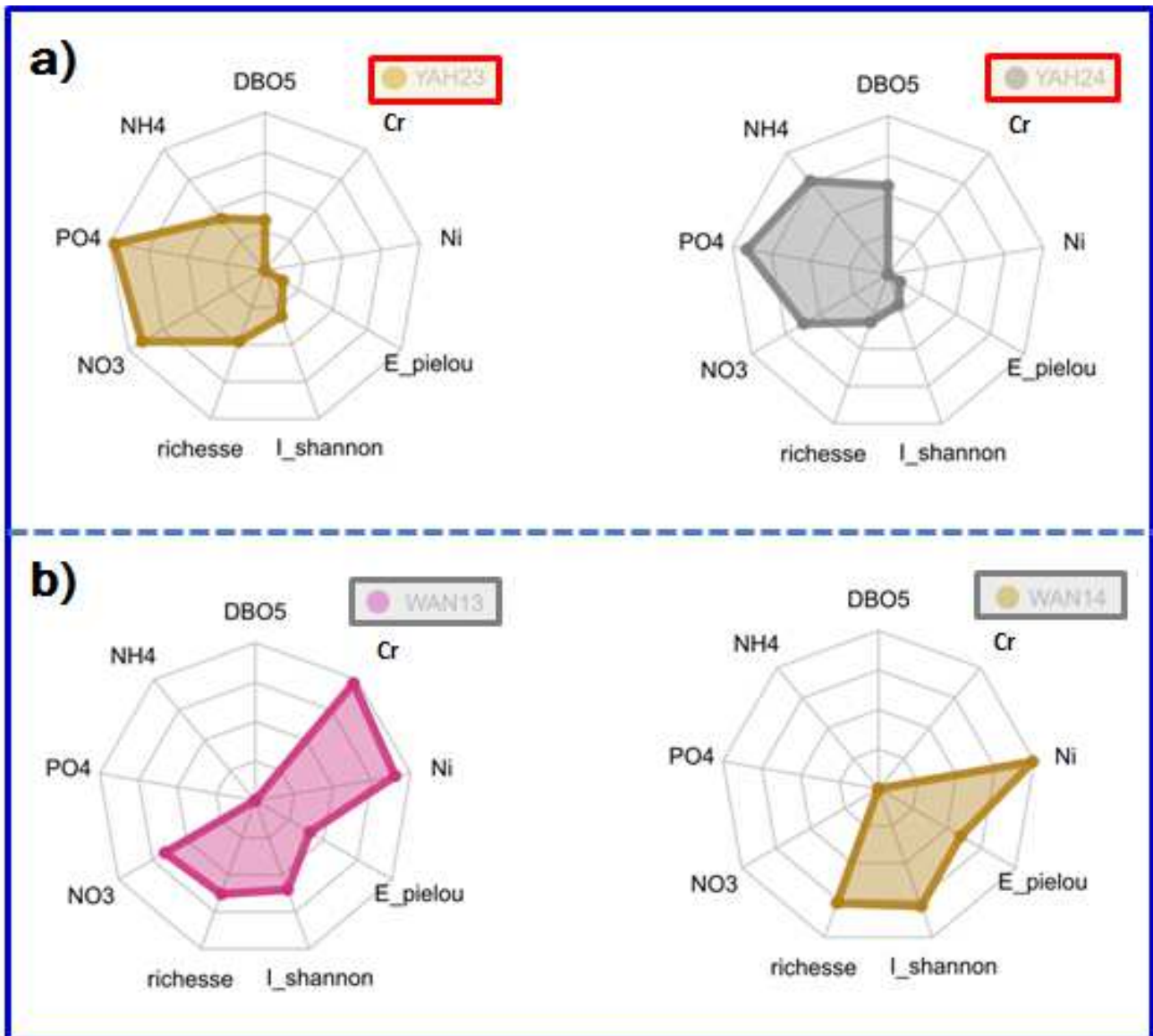


Figure 71 : Exemple d'outil de diagnostic basé sur un principe de diagramme-radar : a) Site volcano-sédimentaire sous influence d'altération trophique ; b) site ultramafique sous influence minière.

Une autre piste de travail consisterait à re-travailler le design du ou des diagramme(s)-radar afin d'agencer des réponses intégrées sur plusieurs paramètres permettant une intégration des surfaces en vue de quantifier de façon plus consistante le niveau d'impact engendré par telle ou telle altération anthropique précise. Mais cette mise au point nécessite un travail d'ingénierie bien spécifique, à réaliser dans un programme ultérieur.

Dans l'état actuel des choses, il est cependant facile de différencier, dans la Figure 71, une signature d'altération **plutôt de nature trophique**, comme dans la sous-figure a) en partie haute qui traduit à 2 dates une forte altération trophique sur le site YAH2 (surfaces importantes s'altération, surtout déployées vers la partie gauche du diagramme-radar), d'une signature **plutôt d'origine minière** qui occasionne une surface importante d'altération plutôt localisée dans le secteur droit du diagramme, comme dans la sous-figure b) qui présente le cas de 2 relevés du site ultramafique WAN1, impacté par des activités minières.

L'intérêt de la réponse des indices de biodiversité générale du relevé en fonction de telle ou telle altération resterait à approfondir, et le positionnement des axes de ces indices va certainement devoir faire l'objet d'une optimisation afin d'en tirer le meilleur parti pour la consolidation du diagnostic. En effet, il est probable qu'une perturbation, qu'elle soit trophique, toxique ou physique, puisse affecter la biodiversité et/ou l'équitabilité de l'assemblage en place, mais pas obligatoirement dans le même sens selon l'indice de biodiversité considéré et la grande catégorie d'altération en cause. Il conviendrait donc d'approfondir le message plus spécifique porté par tel ou tel indice de biodiversité générale de l'assemblage vis-à-vis des différents gradients d'altérations, et de positionner ces indices de la manière la plus judicieuse dans le diagramme radar afin d'optimiser leur logique implicite d'interprétation et leur exploitation au service d'objectifs de gestion corrective.

VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Bien que la Nouvelle-Calédonie, du fait de son statut de Collectivité *sui generis*, ne soit pas soumise à la réglementation européenne et en particulier à la Directive Communautaire sur l'Eau (DCE), elle héberge un patrimoine naturel de grand intérêt au niveau mondial, fortement marqué d'endémicité, qui impose de porter une attention particulière à la qualité durable de ses milieux naturels.

En effet, elle est soumise à diverses activités humaines susceptibles de provoquer des pollutions et des impacts environnementaux. Tout d'abord, elle héberge plusieurs agglomérations de taille sensible pour un tel milieu insulaire entouré de lagons, dont l'agglomération de Nouméa (plus de 100 000 habitants) qui continue de s'accroître. Des activités économiques importantes au niveau local, mais qui peuvent générer des pressions polluantes, sont le tourisme, le secteur du bâtiment et surtout l'exploitation minière du nickel, plutôt inféodée au contexte ultramafique, qui présente un risque environnemental non négligeable d'entraîner des impacts terrigènes et toxiques sur les cours d'eau et même, plus à l'aval, vers les lagons concernés. Enfin, il convient aussi de surveiller la pollution diffuse de nature organique et trophique qui, bien que moins génératrice de hot-spots de pollution, est générée par différentes activités anthropiques disséminées sur le territoire (activité agricole et d'élevage, implantation des tribus, pollutions domestiques diffuses etc...) et peut contribuer à l'eutrophisation des lagons récepteurs.

Ainsi, des réseaux locaux de **surveillance physico-chimique** des hydrosystèmes de surface ont été progressivement mis en place, les uns à portée générale, d'autres plus fléchés sur les usages miniers, dans l'objectif de mieux surveiller et diagnostiquer l'état des écosystèmes aquatiques de Nouvelle-Calédonie.

Une philosophie innovante de la surveillance des milieux, largement partagée au niveau mondial et promue notamment par la DCE (2000) en Europe continentale, a poussé à donner une place accrue aux **maillons biologiques** pour la surveillance des milieux aquatiques, selon le principe que la qualité du milieu doit en premier lieu être satisfaisante pour les organismes qui y vivent et leur permettre de boucler leur cycle de vie sans problème particulier (notion de maillons biologiques-clés, utilisés comme bio-indicateurs).

En Nouvelle-Calédonie, en fonction de spécificités patrimoniales locales évidentes, l'introduction de suivis hydrobiologiques a aussi été jugée indispensable et adoptée d'assez longue date. Un premier outil indiciel d'évaluation de l'état des cours d'eau à partir de la composition des assemblages de macro-invertébrés benthiques, l'Indice Biotique de la Nouvelle-Calédonie (IBNC), a été mis au point dès 1999 puis validé, suivi d'un autre développement visant à diagnostiquer les impacts terrigènes à partir de ce même maillon, l'Indice Bio-Sédimentaire (IBS), qui a été développé dans un 2^{ème} temps et a été validé récemment.

C'est afin de compléter ce dispositif de surveillance des cours d'eau à partir d'un maillon de producteurs primaires phototrophes largement utilisé de par le monde (les **diatomées benthiques**) que s'est initié en 2012 le présent programme de recherche-développement visant à développer un nouvel indice diatomique dédié à l'évaluation écologique de l'état des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie, l'IDNC.

Ce programme, mis en place sous maîtrise d'ouvrage financière et technique de l'OEIL et qui a bénéficié d'un soutien financier additionnel de l'ANRT (thèse CIFRE de Julien Marquié), de la DAVAR et du CNRT « Nickel et son environnement », a été réalisé de 2012 à mi-2017 par le consortium Asconit-Irstea, qui a en partie cofinancé le programme sur fonds propres et a pu bénéficier d'un soutien scientifico-technique et logistique très appréciable prodigué par le Bureau d'Étude local Biotop (devenu depuis Bioeko).

Ce chantier très ardu comportait quelques risques de faisabilité *a priori*. En effet, les flores diatomiques locales, très originales et assez largement endémiques, n'avaient été que très partiellement observées et décrites par le passé, sur la base de quelques échantillonnages ponctuels réalisés à l'occasion de 4 missions historiques d'inventaire scientifique, certaines datant de plus d'un siècle, qui ont ultérieurement fait l'objet de détermination taxonomique dans des laboratoires scientifiques de métropole. Les quelques éléments taxonomiques ainsi pré-capitalisés sont venus appuyer cette étude, qui a aussi dû s'appuyer sur une recherche bibliographique menée à l'échelle mondiale, pas forcément très accessible. Un autre aspect important à souligner est qu'avant cette étude, il n'existait aucune connaissance quantifiée de l'écologie naturelle et de l'écologie de l'altération des espèces locales.

C'est en vue de combler cette lacune que le présent programme a intégré d'emblée l'acquisition couplée de données de chimie de l'eau et de relevés diatomiques sur 4 campagnes de terrain réalisées à 2 saisons différentes (saison sèche, saison des pluies), malgré un contexte financier tendu, afin de pouvoir au terme de l'étude analyser l'écologie des espèces dans les différents contextes rencontrés et de s'en servir pour la mise au point du nouvel indice diatomique. Pour cela, il fallait au préalable réussir à reconnaître, identifier et compter de nombreuses espèces locales plutôt méconnues pour la réalisation des inventaires diatomiques, travail de haute valeur ajoutée qui a grandement été réalisé par Julien Marquié dans le cadre de sa thèse, avec l'appui de plusieurs référents taxinomistes reconnus à l'échelle mondiale.

Au terme de l'étude, **210 relevés complets** couplant chimie et inventaires diatomiques, prélevés sur **74 sites différents** au cours de 4 campagnes de terrain, ont pu être collectés et servir aux diverses analyses de données. Ils recouvraient **466 taxons vrais** identifiés ou reconnus à l'espèce (31 d'entre eux soit 6,65%, encore inconnus pour la science, s'étant vus affecter un nom d'espèce sous numéro), dont beaucoup n'ont été vus et comptés que très occasionnellement.

Au final, après un double seuillage quantitatif d'occurrence et d'abondance relative minimales, **217 taxons** d'eau douce suffisamment représentés ont servi aux diverses analyses de données réalisées en fin de programme et contribuent au calcul du nouvel Indice Diatomique de Nouvelle-Calédonie (l'IDNC).

En fonction des iconographies qui ont pu être capitalisées en cours d'étude, tous les taxons indiciels, 10 taxons indicateurs d'influences halines littorales et un maximum de taxons trouvés occasionnellement, mais ayant pu faire l'objet de photographies de qualité suffisante, sont présentés dans un atlas taxinomique qui résume, en Français et en un seul document, une bibliographie multilingue disséminée au niveau mondial. L'inventaire taxonomique réalisé inclut des taxons endémiques et d'autres plus cosmopolites, dont la présence avait déjà été signalée par les auteurs précédents, d'autres repérés pour la première fois dans le cadre du présent programme.

Ce nouvel atlas taxinomique qui sera très prochainement édité, ainsi qu'un guide méthodologique dont la rédaction, ultérieure au présent programme, couvrira les différentes étapes depuis le terrain jusqu'à l'utilisation des inventaires pour le calcul de l'indice, en passant par la préparation et l'observation des lames microscopiques, constitueront des documents de référence très précieux pour aider à la mise en application de routine du nouvel IDNC.

Afin de compléter ce transfert de nouvelle méthode, il est aussi prévu, dans un futur proche, de prodiguer une formation locale des gestionnaires, décideurs et d'opérateurs potentiels impliqués dans l'exécution de Marchés Publics relatifs aux réseaux de surveillance.

Le calcul de l'IDNC s'appuie sur 7 métriques élémentaires d'évaluation biologique basées sur l'utilisation de taxons d'alerte, 4 étant relatives à des altérations trophiques (NH₄, DBO₅, PO₄, NO₃), et 3 servant à évaluer des altérations minières (Cr dissous, Ni dissous, colmatage latéritique). La formulation de l'IDNC s'appuie sur une recombinaison de ces 2 groupes de métriques en une métrique biologique intégratrice d'altération trophique d'une part, en une autre métrique biologique intégratrice d'altérations minières d'autre part, le résultat final de l'indice sur un relevé diatomique donné étant la note la plus basse obtenue parmi ces 2 métriques intégratrices (principe du one out - all out).

Par comparaison avec des études DOM antérieures, qui bénéficiaient d'à peu près le double de relevés, il a été tiré le meilleur parti possible du jeu de données disponible, encore un peu limité compte-tenu des dimensions et de la variabilité des conditions naturelles de la Grande-Terre, et de difficultés rencontrées pour l'implémentation de certains paramètres chimiques. Malgré ces limitations, contraintes par l'enveloppe financière disponible, la version d'IDNC délivrée au final donne des résultats plutôt satisfaisants et se révèle d'ores et déjà opérationnelle.

Les diatomées benthiques sont mondialement reconnues pour être de très bons indicateurs des pollutions liées à un **enrichissement en nutriments**. Cependant, dans ce domaine, les référentiels de données acquis en cours d'étude ont rencontré quelques aspects limitants, certains liés au contexte climatique local (analyses de DBO₅, et possiblement de NH₄, soumises à évolution interne des échantillons et à une baisse généralisée mais variable des valeurs analytiques, ce qui est un phénomène assez classique en domaine tropical), mais aussi en fonction de l'aspect trop lacunaire de certaines acquisitions de paramètres (ex : carbone organique, azote Kjeldahl...), rendant impossible leur complétion fiable et, *in fine*, leur utilisation dans la construction de l'IDNC.

De ce fait, il a fallu composer au mieux avec les descripteurs disponibles et trouver malgré tout un compromis permettant d'évaluer de façon judicieuse les effets de l'altération organique, qui s'appuie au final sur la DBO5 et les teneurs en NH4.

Les 2 autres composantes utilisées localement pour compléter l'évaluation des effets d'enrichissement en nutriments (PO4 et NO3) n'ont pas posé de problème particulier, mis à part l'existence d'un grand contraste entre les valeurs extrêmes et d'un trou relatif dans le milieu du gradient des référentiels d'étude (présence de faibles valeurs en milieux naturels, présence de valeurs fortes à très fortes sur seulement 2 sites, à savoir la Yahoué à l'aval de Nouméa et la Karikouïé à l'aval de Païta). C'est notamment en fonction de ce problème que l'IDNC a été construit sur la base d'une liste limitée de taxons d'alerte par paramètre d'altération, solution la plus opérationnelle dans un tel cas de figure.

Le **niveau d'évaluation** finalement proposé pour le **volet trophique de l'IDNC** reste à discuter et éventuellement à optimiser en concertation avec les décideurs et gestionnaires locaux. En effet, la Grande-Terre a une assez faible densité de population et est sous conditions naturelles oligotrophiques sur la plus grande partie de son territoire (hors hot-spots de pollution trophique liés à certaines agglomérations et/ou à certains regroupements d'activités économiques, dont les effets sont bien détectés par le dispositif proposé).

Dans l'état actuel, le volet d'évaluation d'état trophique a été calé à un **niveau relativement comparable à ce qui est fait en France métropolitaine** et conduit ici à faire ressortir régulièrement les situations très polluées à l'aval d'agglomérations et de leur STEP. Il révèle par contre de façon **nettement plus occasionnelle** des niveaux de pollution détectables, mais d'ampleur plus faible, sur des points de pollution situés en zones plus rurales. Dans de tels cas, il peut arriver qu'un relevé atteigne l'état moyen parmi plusieurs échantillonnés au même site mais, dans le cadre d'une intégration temporelle (par exemple, état écologique d'un site intégré sur 3 ans), la pratique de la moyenne sur plusieurs relevés au même site viendra atténuer ce constat et le rendre inapparent.

Suite au présent programme, il conviendra donc de rediscuter avec les parties prenantes locales de leurs objectifs spécifiques en matière de gestion des milieux naturels. En effet, la conjonction d'un territoire aux conditions naturelles oligotrophiques, voire ultra-oligotrophiques (cas des zones ultramaïfiques), dont les milieux et cortèges d'espèces présentent un intérêt patrimonial exceptionnel au niveau mondial (l'île étant elle-même entourée de lagons eux aussi reconnus pour leur très forte valeur patrimoniale), justifierait peut-être (à voir...) le calage d'un dispositif d'évaluation un peu plus sévère sur l'aspect des pollutions par les nutriments (discussion et décision concertée à l'interface science-gestion, en fonction du niveau des objectifs sociétaux et de protection des milieux naturels locaux).

L'optimisation des performances de l'IDNC sur les **altérations minières**, en fonction de la variabilité importante des conditions naturelles locales sur substrats ultramaïfiques, a déjà fait l'objet d'un travail approfondi et de plusieurs itérations. Il semble difficile de gagner grand-chose sur les plans relatifs à la sensibilité des métriques et au calage général de niveau d'évaluation du dispositif. Par contre, avec l'augmentation du recul-données, il sera possible ultérieurement de consolider ou reconsidérer le statut de quelques taxons d'alerte encore peu documentés au stade actuel et, le cas échéant, de compléter de façon ciblée les listes actuelles en tirant parti de la plus grande assise de données disponibles.

A signaler que cette partie d'évaluation d'altérations minières réalisée à partir de la composition spécifique détaillée des communautés de diatomées benthiques en place (intégrant la toxicité *in situ* de métaux lourds et l'influence de la part de flux terrigènes liés à ce type d'exploitation) **est à notre connaissance une première mondiale**.

Le programme qui vient de s'achever a permis une bonne prise de connaissance du contexte local. Au final, il a permis de livrer un premier outil opérationnel de bio-indication diatomique, l'IDNC, qui permet l'évaluation des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie vis-à-vis de 2 grands types d'altérations, à savoir l'évaluation de l'impact des pollutions provoquant un enrichissement des cours d'eau en nutriments d'une part, et l'évaluation d'altérations liées à l'activité minière d'autre part.

Cet outil a été construit dans l'optique d'une évaluation générale de l'Etat Ecologique des cours d'eau comparable à ce qui est mis en pratique dans l'Union Européenne, l'accent étant mis sur la mesure de l'**altération d'origine anthropique** à partir de la **composition spécifique des communautés** d'un compartiment biologique-clé (à savoir les **diatomées benthiques**), et par comparaison avec le **niveau de référence adéquat** pour l'ensemble biogéographique considéré (ou HER).

L'IDNC permet donc de mesurer un **niveau général d'altération de l'Etat Ecologique** basée sur la composition globale des communautés multispécifiques de diatomées benthiques. Ces communautés étant structurées sous la forme d'un biofilm cohérent, elles présentent une certaine inertie d'évolution par rapport à la composition instantanée de l'eau. L'échantillonnage biologique prélevé réalise une intégration temporelle caractéristique à ce maillon, représentant de l'ordre de 1 à 3 mois de qualité d'eau écoulée environ. Si le protocole normalisé de prélèvement (obligatoirement sur substrats durs en faciès lotique) permet de s'affranchir de la sédimentation de formes mortes dérivantes, les diatomées observées sont prédigérées au cours du processus de préparation des lames et il n'est donc plus possible, au moment de l'identification-comptage, de repérer par exemple si les diatomées sont vivantes ou mortes, si elles présentent des altérations d'organites etc...

Même s'il permettra de bien caractériser des situations à impact chronique (déversements répétés de substances provoquant une altération anthropique de la qualité du milieu aquatique), l'IDNC n'a pas été pensé et formulé vis-à-vis de l'objectif de détection et de caractérisation rapide d'impact de pollutions accidentelles, il ne constitue donc pas l'outil adéquat d'évaluation ou de diagnostic vis-à-vis de ce type de situation.

Dans un tel cas de figure visant à la caractérisation rapide d'un cas de **pollution accidentelle** (par exemple d'un rejet ponctuel de substance toxique par un établissement industriel ou une infrastructure collective), il vaut mieux faire appel d'emblée à des techniques spécifiques permettant à la fois une caractérisation ciblée et rapide d'impacts écotoxicologiques, ainsi que la mesure de leurs effets à l'échelle individuelle et des populations à l'aide de différents types de descripteurs (par exemple : mortalité de cellules, perte de biomasse et/ou inhibition de la croissance, altérations physiologiques et/ou de certains métabolismes cellulaires comme la fonction photosynthétique, induction transcriptomique etc...).

Par ailleurs, les réalisations qu'il a été possible de conduire dans le cadre du présent programme ont parfois rencontré certaines limitations :

- certaines relatives à des outils généraux de connaissance ou de description du territoire et/ou de ses hydrosystèmes qui auraient été utiles, mais ne sont pas encore disponibles (exemples : **1**) système d'information géographique récapitulatif et organisant l'information relative aux hydrosystèmes et aux bassins hydrographiques, de type BD Carthage en métropole ; **2**) connaissance synthétique des bruits de fond géochimiques et hydrochimiques naturels locaux permettant de régionaliser les règles interprétatives d'un système de type SEQ Eau...) ;
- d'autres ayant trait à des lacunes ou aspects incomplets de données disponibles, ou de caractérisations complémentaires qu'il aurait été intéressant de faire afin d'en conforter certains résultats (exemples : **1**) éléments physiques et chimiques permettant de soutenir concrètement une différenciation des latérites naturelles et des latérites minières ; **2**) éléments sur la morphologie et sur le port *in vivo* de la plupart des taxons locaux, seulement observés morts et pré-digérés dans le cadre de la réalisation des déterminations-comptages taxonomiques...).

En fonction du recul acquis et en s'appuyant sur le bilan et sur les conclusions qui précèdent, il est apparu important aux auteurs de ce rapport final de dresser un état des **perspectives** et des **questions restant ouvertes** suite au programme qui vient de s'achever, en listant et détaillant les quelques points d'intérêt listés en suivant. Ils viennent souligner certaines lacunes ou faiblesses actuelles de la connaissance capitalisée, et mettent en avant différentes actions complémentaires qu'il serait souhaitable de réaliser afin de lever certains verrous encore existants

Les premiers points abordés ci-dessous sont relatifs **à la solidité, à la robustesse, à la représentativité et à l'interprétation des jeux de données abiotiques** :

- Afin de décrire de façon plus fiable et plus directe les **altérations organiques**, il serait préférable à l'avenir de pouvoir disposer, en complément de la DBO₅, d'analyses de **carbone organique** et d'**azote Kjeldahl** aussi réalisées sur eau brute (= non filtrée) pour tous les sites de réseaux. Leurs résultats, qui viennent éclairer directement certaines caractéristiques de ce type de pollution (quantité, composition élémentaire et aspect de biodégradabilité de la matière organique), viendraient consolider en multiparamètres l'information apportée par la **DBO₅**, paramètre utile mais dont on a déjà souligné le bruit de fond, l'atténuation et un certain manque de robustesse sous conditions tropicales. Ils permettraient aussi d'asseoir une liste plus robuste de taxons d'alerte de l'altération organique, effectivement basés sur 3 paramètres directs qui la décrivent (en rappelant que, dans le programme qui vient de s'achever, le NH₄ a été utilisé par défaut en substitution du NKJ).
- Les analyses d'échantillons instantanés d'eau visant à quantifier les teneurs en **métaux toxiques dissous** (Cr, Ni...) posent un problème assez sérieux de manque de représentativité temporelle par rapport au temps d'intégration mis en jeu par les biofilms (au moins 2 mois), problème encore accentué lorsque la stratégie d'échantillonnage prévoit **un seul prélèvement ponctuel d'eau** pour analyse et mise en relation avec un inventaire diatomique.

En effet, même si la pollution est chronique, les teneurs en métaux peuvent varier fortement en fonction des activités anthropiques minières, de la saison, du régime hydrologique... Lorsque des épisodes de toxicité aigüe interviennent, souvent accentués par les crues, ils peuvent marquer fortement la composition des assemblages diatomiques en provoquant rapidement la mort ou l'arrêt de multiplication des taxons les plus sensibles, tout en étant très fugaces au niveau temporel. Or, si le protocole normatif de prélèvement diatomique a bien été respecté dans le cadre de l'étude, de tels évènements transitoires ont une faible probabilité d'être échantillonnés, vu que la recommandation est de réaliser les échantillonnages hors contexte de perturbation hydrologique. Dans le contexte de notre programme, c'est donc tout autant la relation globale qui a existé entre teneurs en métaux et assemblages diatomiques à l'échelle du jeu de données complet que le couplage individuel d'un relevé diatomique avec ses données chimiques d'accompagnement qui a permis de repérer les taxons d'alerte, la relation au site et à la date de prélèvement faisant apparaître de nombreuses exceptions à la loi générale de répartition des espèces au long du gradient du fait de la représentativité défectueuse de l'échantillon d'eau instantané. Pour consolider ces métriques d'impact de **métaux dissous**, il serait plus convenable à l'avenir d'échantillonner l'eau à **plusieurs dates** pour mieux représenter un épisode biologique donné, ou réaliser un échantillonnage chimique plus intégratif de la dimension temporelle à l'aide de **capteurs passifs DGT**.

- Dans le contexte budgétaire de ce programme d'étude, il n'a pas été possible de procéder à des analyses comparatives de composition chimique entre des **fines latéritiques naturelles** et d'autres **sous influence minière et/ou industrielle**. Il semble cependant que les assemblages d'espèces rencontrées dans des cours d'eau chargés en latérites naturelles et en latérites d'origine minière diffèrent dans leur composition, ce qui est peut-être dû à une rythmicité ou une intensité instantanée différente du flux et de ses conséquences physiques, mais pourrait aussi avoir pour origine une différence de composition de ces fines latéritiques, notamment en métaux dissous ou pouvant facilement redevenir biodisponibles. Il serait donc intéressant à l'avenir de creuser cette piste de **composition chimique des latérites**, qui pourrait être une cause principale de la réponse biologique en apparence bien différenciée, donc probablement de niveaux d'impact biologique différents, entre ces 2 types de situations.
- Sur le plan de l'interprétation de l'état abiotique à partir des données de chimie, les analyses d'état abiotique basées sur les grilles du **SEQ Eau de métropole** ont bien montré que cette grille interprétative nationale était inadaptée au contexte de Nouvelle-Calédonie. C'est à coup sûr le cas pour l'interprétation des teneurs en métaux dissous Ni et Cr, ou les bruits de fond naturels trouvés sur le substrat ultramafique, et même sur substrat volcano-sédimentaire, sont déjà interprétés comme un état chimique moyen voire médiocre selon les sites. Pour les **niveaux de nutriments**, ce serait plutôt le cas de figure inverse : les seuils de classes de qualité de métropole sont jugés un peu laxistes dans le contexte d'Europe de l'Ouest, en particulier le seuil de nitrates (il est question de le réviser à la baisse). Dans le contexte local dont les milieux naturels, oligotrophes, sont d'un intérêt mondial particulier sur le plan patrimonial, il est envisageable que les seuils actuellement proposés méritent d'être amenés à niveau un peu plus protecteur que la proposition actuelle. Dans ce cas, suite à ce programme, le calage adéquat de ces seuils serait donc rediscuter et à réviser en fonction des objectifs locaux, décision à l'interface science-gestion.

Les points suivants sont relatifs à la **trame des zones naturelles à conditions comparables** en Nouvelle-Calédonie, et à la notion de **situation de référence adéquate** :

- L'étude d'établissement du zonage des régions naturelles de Nouvelle-Calédonie menée en 2011 par les Bureaux d'Etude Biotop (aujourd'hui Bioeko) et Asconit, a débouché sur la **mise en place de 7 HER** dont une (l'HER A) concerne uniquement les îles coralliennes et pas du tout la Grande-Terre. Cette trame d'entités naturelles proposée, qui donne satisfaction dans la plupart des situations, a cependant posé problème pour l'HER B « Plaine Littorale de l'Ouest ». En effet, la forte hétérogénéité des contextes géologiques (ultramafique et volcano-sédimentaire) unis au sein de cette HER ne représente pas un ensemble naturel homogène pour les flores diatomiques, dont la biotypologie des communautés est très sensible à la géologie de l'amont du cours d'eau, comme démontré au cours de cette étude. Les bassins versants sous l'influence de géologie ultramafique amont (massifs résiduels de péridotites) gardent des flores de type ultramafique jusqu'à des sites très aval. Par contre, les cours d'eau natifs du contexte volcano-sédimentaire ont des flores bien typiques de cet autre contexte géochimique.
- **Cette HER B serait donc à subdiviser selon le type géologique de l'amont des bassins versants**, du moins vis-à-vis du compartiment diatomique. Il serait aussi très intéressant de diagnostiquer si la différence biotypologique des assemblages repérée pour ce maillon n'existe pas aussi pour les invertébrés benthiques, ce qui conforterait l'information écologique pour un découpage plus approprié de cet espace géographique. En attendant, pour les diatomées, les sites de l'HER B avec une biotypologie ultramafique ont été évalués avec les sites de l'HER E « Massif Ultramafique » et sur la base des niveaux de référence IDNC de cette HER E. Dans le cadre de notre programme, la partition biotypologique faite à partir des assemblages diatomiques a servi à fixer le statut naturel des sites de réseau qui ont été intégrés à cette étude. Il serait utile pour la suite de généraliser ce travail à tout le linéaire des réseaux hydrographiques traversant l'HER B, dont le résultat serait une affectation géographique précise de tous les tronçons pertinents de cours d'eau à telle ou telle entité naturelle.
- Le cadre financier du programme d'étude a imposé des limites sur le nombre d'échantillonnages collectés, la réalisation d'analyses chimiques et la réalisation d'identification-comptage d'inventaires biologiques ; ce dernier aspect étant le plus contraignant sur le plan du temps disponible, notamment dans le cadre de la réalisation d'une thèse (Julien Marquié) et dans un contexte taxonomique aussi peu connu au préalable. Les sites d'étude ont donc été sélectionnés pour : 1) apporter une information structurante sur les 2 principaux contextes naturels de la Grande Terre (contexte ultramafique vs contexte volcano-sédimentaire), et 2) représenter un maximum de situations différentes de pollutions anthropiques, l'intention étant de repérer la plus large assise possible de taxons tolérants afin d'être ensuite en mesure de bio-indiquer efficacement les divers types d'altérations représentés en Nouvelle-Calédonie. En effet, le principal objectif appliqué de cette étude étant la mise au point finale d'un outil indiciel opérationnel (l'IDNC), il est important que cet outil d'évaluation de qualité biologique puisse fonctionner sur les différents types d'altération trouvés localement. Dans ce contexte contraint et malgré l'assise finale de 74 sites aux relevés exploitables, il a été constaté en fin de programme que **2 HER du Nord et du Nord-Est de l'île** étaient totalement dépourvues de relevés permettant de représenter la condition de référence.

Il s'agit de l'HER C « Collines schisteuse de la pointe Nord » et de l'HER F « Massif du Mont Panié ». Pour les 2 HER précitées, cet état de fait a contraint à de l'expertise et à l'adjonction d'une part d'arbitraire pour la régionalisation du niveau de référence adéquat. Il serait donc intéressant, suite à ce programme, d'aller échantillonner des **sites spécifiques de référence** (l'HER C n'en a pour l'instant aucun) ou d'étoffer le nombre de relevés sur sites de référence (notamment sur l'HER F), dans un contexte où il existe bon nombre de sites candidats potentiels, pour mieux cerner les variabilités de la condition de référence dans chaque HER et consolider ensuite, une fois pour toutes, leur bonne prise en compte pour le dispositif d'évaluation.

- Le même type de travail serait aussi à compléter pour les 2 types de situations amont de l'HER B, hétérogènes sur le plan géochimique et biotypologique. A cette occasion, il serait utile d'associer si possible le compartiment des macro-invertébrés benthiques au maillon diatomique pour produire un zonage écologique de cet espace le plus cohérent possible entre le maillon animal et le maillon végétal. Il faut enfin préciser qu'une fois cet effort initial réalisé, l'information nécessaire sera ensuite définitivement acquise pour une application consolidée et plus représentative de l'IDNC sur toute la Grande Terre...

Le principal objectif appliqué du présent programme a été de développer un **nouvel outil indiciel** permettant d'évaluer la qualité biologique des cours d'eau de Nouvelle-Calédonie à partir du compartiment des **diatomées benthiques**. C'était un chantier de nature essentiellement hydrobiologique, réalisé par des spécialistes-maillon dans un contexte biogéographique encore méconnu, qui a nécessité l'acquisition et la mise en forme de beaucoup d'informations scientifiques nouvelles. Ce projet, qui a été mené à bien, s'est achevé par la formulation finale de l'IDNC et la fourniture de divers documents d'accompagnement (projet d'atlas taxinomique, projet de guide méthodologique, rapport final sur l'élaboration du nouvel outil indiciel IDNC).

Les 2 aspects qui suivent seraient importants à considérer suite à ce programme, en vue de rendre possible la conception et la diffusion d'un applicatif de l'IDNC permettant d'affecter un **calcul d'état écologique automatisé et conforme à la trame naturelle de référence** en tout point du territoire de la Grande Terre :

- Un travail de fond qui ne relève pas spécialement de spécialistes du maillon diatomique, mais plutôt de l'opérateur ou des opérateurs en charge des bassins hydrographiques, est de générer et /ou d'améliorer une couche d'information sous SIG rendant compte de façon continue et cohérente du **tracé des linéaires du réseau hydrographique**, des sens d'écoulement, des confluences, des zones à écoulement permanent, temporaire, voire du nom des cours d'eau ou sections de cours d'eau (aspect particulièrement ardu en Nouvelle-Calédonie, avec parfois des noms de cours d'eau différents pour un même linéaire selon la tribu traversée). Dans le cadre du programme, nous avons essayé de mobiliser une couche pré-existante de réseau hydrographique à l'époque très imparfaite et difficilement utilisable en l'état.

NB : La DAVAR travaille sur ce sujet et a publié en 2017 une modélisation des écoulements, accessible au lien suivant :

<http://dtsi-sgt.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=62c201cbda93428b8e4c503aa4e23a6c>

La disponibilité d'une couche d'information fiable de cette nature est d'une grande importance car, plaquée sur un fond de type BD Carto et utilisée en croisement avec d'autres couches d'information géographique disponibles (par exemple, courbes de niveau et/ou altitude via MNT, occupations du sol de type Corine Landcover etc...), elle peut permettre de faire, à l'instar de la BD Carthage développée par les Agences de Bassins en métropole, diverses tâches de fond utiles pour la bonne connaissance des bassins hydrographiques et de leurs caractéristiques : détournement (lignes de crête) et surface intégrée, occupation des sols, localisation potentielle XY et altitude de tous sites potentiels d'échantillonnage, calcul de pentes et de profils en long de cours d'eau, etc..., sur tout le linéaire du réseau hydrographique, en croisement avec d'autres couches d'information utiles pour la gestion. En effet, il serait très utile de pouvoir articuler et exploiter une couche d'information géographique de délimitation des HER, de délimitation d'une trame naturelle adaptée dérivée des HER, comme ce serait le cas pour les diatomées, avec la disponibilité d'une couche d'information cohérente sur le tracé des hydrosystèmes, qui ne semble pas encore acquise ou suffisamment compilée. Cette disponibilité conjointe de couches de données géoréférencées validées est un verrou actuel pour la création d'un applicatif simple de calcul de l'IDNC, basé sur coordonnées XY, qui permette l'application directe d'un calcul régionalisé d'état diatomique pour tout site lambda d'étude ou de réseau de la Grande Terre existant ou à venir.

- Suite à l'actuel programme IDNC, afin de faciliter le bon transfert opérationnel de ce nouvel outil indiciel, il serait souhaitable de prévoir et de programmer assez rapidement un travail spécifique de développement d'un **applicatif informatique** simple d'utilisation permettant le **calcul automatisé de l'IDNC et de l'état diatomique des cours d'eau** faisant appel aux coordonnées géographiques XY du site échantillonné et à la bonne zone naturelle de référence (cf point précédent). Ce chantier assez lourd, de type développement informatique, est cependant d'une autre nature et demande d'autres types de compétences que le chantier de mise au point et de formulation de l'indice diatomique.

Enfin, en rapport avec le programme de bio-indication diatomique qui s'achève, les quelques aspects listés ci-dessous constituent des pistes intéressantes dans l'optique de la création d'un **outil de diagnostic multimétrique** d'altérations spécifiques. Un outil de ce type, qui fait l'objet d'une grosse demande sociétale actuelle en métropole, viserait à appuyer les décideurs et gestionnaires locaux dans la réalisation de diagnostics plus précis d'altérations, puis dans la détermination du ou des paramètres les plus pénalisants dans un contexte donné. C'est sur ce ou sur ces paramètres fléchés que la prise de mesures correctives aura la meilleure pertinence pour résoudre le cas de pollution constaté, et probablement aussi le meilleur rapport coût-efficacité. Dans cette perspective générale, les aspects qu'il serait intéressant de travailler et d'approfondir sont les suivants :

- **Indicateurs de biodiversité générale des assemblages** : Au cours du présent programme, l'intérêt potentiel de certains d'entre eux a été travaillé en vue d'insertion éventuelle dans la formulation de l'IDNC (indices de biodiversité, indices d'équitabilité...). Il a été remarqué que certains de ces outils existants procuraient des réponses nettes à certains types d'altérations, notamment métalliques et latéritiques, mais aussi que leur spécificité de réponse était insuffisante pour l'insertion directe dans l'indice phytocénotique IDNC.

En effet, des perturbations d'autres natures peuvent provoquer une réponse semblable à telle ou telle altération minière, ce qui peut prêter à interprétation confondante. Par contre, mobilisés dans un 2ème temps en fonction du respect préalable d'une autre condition (via un test logique), ils peuvent signaler de façon nette et permettre de mieux quantifier un impact ayant des répercussions sur la structure de la communauté (cas typique des altérations toxiques, physiques...). Cette piste peut donc présenter un grand intérêt de diversification de métriques et de convergence d'éléments à charge dans le cadre d'un outil de diagnostic. Elle consisterait uniquement en la réalisation de nouvelles analyses de données, sous une autre orientation méthodologique, à partir de données d'inventaires diatomiques déjà bancarisées ou nouvellement acquises dans le cadre des réseaux.

- **Observation morphologique des diatomées à l'état frais** : Au stade actuel, si les espèces de diatomées de Nouvelle-Calédonie ont fait l'objet d'un examen morphologique pour déterminer leur taxinomie et les compter, cela a uniquement été fait après suivi d'un protocole normatif qui prévoit la digestion des diatomées par de l'acide concentré et des peroxydes, suivie d'un montage standardisé de lames permanentes et observation au grossissement x 1000 (mobilisant un objectif à immersion) afin de pouvoir observer les caractéristiques détaillées de leur frustule (test siliceux) et les identifier à l'espèce. Comme, de plus, beaucoup de ces espèces sont endémiques et n'ont été observées nulle part ailleurs dans le monde, leurs traits biologiques sont encore méconnus (vie coloniale vs solitaire, port érigé ou prostré, capacité de déplacement, stratégie de colonisation etc...). Or, depuis quelques années, de plus en plus d'auteurs s'intéressent à des métriques qui résument l'information portée par des espèces d'un assemblage, nombreuses et très différentes, par des attributs biologiques, écologiques ou fonctionnels en principe plus intégrateurs. Par exemple, sur diatomées, les guildes écologiques (*Passy - 2007, Marcel et al, 2017...*), qui apporteraient des informations intéressantes pour la détection de perturbations ou d'impacts anthropiques à partir de leurs répercussions fonctionnelles. Au cours du programme, en particulier sur des sites impactés par des activités minières, il a été constaté un appauvrissement conséquent en nombre d'espèces, une diminution de l'équitabilité entre espèces d'un assemblage donné, qui laissent fortement supposer que des altérations physiques latéritiques et/ou des altérations toxiques ont fortement sélectionné ou impacté des espèces présentant des caractéristiques morphologiques ou fonctionnelles bien spécifiques. Le but serait donc de réaliser des observations *in vivo* de diatomées dans leur état naturel frais (non pré-digéré), dans différentes situations de référence et altérées, afin de pouvoir renseigner la base de données diatomées NC sur les divers traits des espèces locales permettant de renseigner sur leur mode de vie, le port qu'elles ont dans le milieu, la stratégie de colonisation du milieu qu'elles déploient (pionnières ou colonisatrices secondaires) etc...
- Outre la capitalisation de ces informations à l'espèce, non-existantes à l'heure actuelle pour beaucoup d'espèces de Nouvelle-Calédonie, les guildes et traits ainsi résumés pourraient présenter un potentiel important pour générer de **nouvelles métriques** informatives sur les **impacts plus fonctionnels de ces pollutions**, notamment minières, dans les conditions locales. Les plus intéressantes d'entre elles pourraient donc être sélectionnées et mobilisées dans le futur outil de diagnostic évoqué ensuite.

- **Idée d'outil de diagnostic** : Les 7 métriques individuelles développées dans l'IDNC, ainsi que de nouvelles métriques pré-évoquées aux 2 points précédents et qui ressortiraient comme intéressantes en termes de spécificité et de sensibilité de réponse à une altération donnée, pourraient ensuite, moyennant un travail spécifique d'ingénierie, être mobilisées dans la conception d'un **outil multimétrique de diagnostic d'altération anthropique** au service des gestionnaires de bassins. Cet outil, qui interviendrait suite à l'évaluation générale d'état écologique procurée par l'IDNC et dont le concept et quelques idées de base sont présentés et illustrés plus en détail au Chapitre V-8 du présent rapport, permettrait d'affiner le diagnostic du ou des paramètres d'altération particulièrement en cause dans une situation locale de cours d'eau dégradé. En mettant le doigt sur l'altération biologique la plus intense mesurée au site, l'outil apporterait la confirmation du ou des paramètres qui impactent le plus le cours d'eau à ce site. Un tel outil pourrait donc revêtir une grande utilité pour aider le gestionnaire à diagnostiquer plus finement les impacts présents sur des hot-spots d'altération, puis pour prendre des mesures correctives fléchées *a priori* les plus pertinentes pour améliorer la situation.

Bibliographie

- Andersen, Tom, Jacob Carstensen, Emilio Hernandez-Garcia, et Carlos M. Duarte. 2009. « Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification ». *Trends in Ecology & Evolution* 24 (1): 49–57.
- Avias, J. 1967. « Overthrust structure of the main ultrabasic new caledonian massives ». *Tectonophysics* 4 (4): 531-41. doi:10.1016/0040-1951(67)90017-0.
- Baker, Matthew E., et Ryan S. King. 2010. « A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds ». *Methods in Ecology and Evolution* 1 (1): 25–37.
- Biotop, et Asconit. 2011. « Définition des hydro-écorégions dans le cadre des conseils de l'eau - Rapport d'état d'avancement : Phases 1 et 2 ». Nouvelle-Calédonie: DAVAR et DENV. <http://www.oeil.nc/cdrn/index.php/resource/bibliographie/view/4203>.
- Blondel, Jacques, et René Ferris. 1995. *Biogéographie: approche écologique et évolutive*. Masson.
- Bourrelly, P. 1984a. « Algues d'eau douce de la Nouvelle Calédonie recueillies par la mission F. Starmühler en 1965 (Diatomées exclues) ». *Revue d'hydrobiologie tropicale* 17 (1): 13–51.
- . 1984b. « Algues d'eau douce de la Nouvelle Calédonie recueillies par la Mission F. Starmühler en 1965 (Diatomées exclues). II. Chlorophycées (Desmidiées) and Charophycées ». *Revue d'hydrobiologie tropicale* 17 (2): 101–115.
- Brou, Bernard. 1980. *Richesses minières en Nouvelle-Calédonie*. Nouvelles Editions Latines.
- Cáceres, Miquel De, et Pierre Legendre. 2009. « Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference ». *Ecology* 90 (12): 3566–3574.
- Carter, Nellie. 1922. « Freshwater Algæ ». *Journal of the Linnean Society of London, Botany* 46 (305): 47–68.
- Chazeau, Jean. 1993. « Research on New Caledonian terrestrial fauna: achievements and prospects ». *Biodiversity letters*, 123–129.
- Cluzel, Dominique, Pierre Maurizot, Julien Collot, et Brice Sevin. 2012. « An Outline of the Geology of New Caledonia; from Permian - Mesozoic Southeast Gondwanaland Active Margin to Cenozoic Obduction and Supergene Evolution ». *Episodes* 35 (1): 72-86.
- Coste, M. 1982. « Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux ». *Rapport Cemagref QE Lyon-AF Bassin Rhône Méditerranée Corse*.
- Coste, M., S. Boutry, J. Tison, et F. Delmas. 2007. « Présentation de l'IBD 2006, de ses performances comparées avec l'IBD normalisé AFNOR 2000 et avec l'IPS, perspectives ». <https://www.mysciencework.com/publication/show/1279d71a3730522382c7549e99a89fb1>.
- Coste, Michel, Sébastien Boutry, Juliette Tison-Rosebery, et François Delmas. 2008. « Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006) ». *Ecological Indicators* 9 (novembre): 621-50.

- Coste, Michel, Michel Ricard, et Nathalie Mary. 1998. « Biodiversity and distribution of freshwater diatoms in some New Caledonian rivers. » Oral Comm., Perth Australia.
- DCE, Directive Cadre sur l'Eau. 2000. « Directive 2000/60 ». *EC du Parlement Européen et du Conseil établissant le cadre de l'action Communautaire dans le domaine de l'eau* http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html.
- De'Ath, Glenn. 2002. « Multivariate regression trees: a new technique for modeling species–environment relationships ». *Ecology* 83 (4): 1105–1117.
- Dufrene, Marc, et Pierre Legendre. 1997. « Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach ». *Ecological monographs* 67 (3): 345–366.
- Espeland, Marianne, et Jérôme Muriene. 2011. « Diversity dynamics in New Caledonia: towards the end of the museum model? » *BMC Evolutionary Biology* 11 (1): 1.
- Flouhr, Clémentine, et Nathalie Mary. 2013. « Suivi comparatif de la qualité de certains cours d'eau dans le périmètre d'influence du projet minier et industriel de Vale Nouvelle-Calédonie - Phase 1 : rapport de terrain et résultats d'analyses 2011-2013 | Oeil Nouvelle-Calédonie ». Rapport d'études 2011/IB16. Nouvelle-Calédonie: ETHYCO. <http://www.oeil.nc/cdrn/index.php/resource/bibliographie/view/5536>.
- Gassiole, Gilles. 2014. « Diatomées épilithiques des cours d'eau pérennes de l'île de la Réunion: taxinomie-écologie ». Bordeaux. <http://www.theses.fr/2014BORD0024>.
- Geological Survey. 2016. *Mineral Commodity Summaries 2016*. Government Printing Office. https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=o627M4VvLkKc&oi=fnd&pg=PA7&dq=Mineral+Commodities+Summaries+2016&ots=qNLSjc0_m2&sig=PL2WUO0JTS tdu6s1rozX6bJOW5Q.
- Ghiselin, Michael T. 1974. « A radical solution to the species problem ». *Systematic Biology* 23 (4): 536–544.
- Gillett, Nadezhda D., Yangdong Pan, Kalina M. Manoylov, Rosalina Stancheva, et Christine L. Weillhofer. 2011. « The potential indicator value of rare taxa richness in diatom-based stream bioassessment ». *Journal of phycology* 47 (3): 471–482.
- Grandcolas, Philippe, Jérôme Muriene, Tony Robillard, Laure Desutter-Grandcolas, Hervé Jourdan, Eric Guilbert, et Louis Deharveng. 2008. « New Caledonia: a very old Darwinian island? » *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 363 (1508): 3309–3317.
- Gueguen, J., A. Eulin, E. Lefrançois, S. Boutry, J. Rosebery, M. Coste, et F. Delmas. 2013. « Mise au point d'un indice de bioindication de la qualité de l'eau des cours d'eau antillais à partir des diatomées: l'IDA ». *ODE Martinique et Guadeloupe, DEAL Martinique et Guadeloupe, IRSTEA*.
- Habault, Christian. 2015. « La valorisation de la ressource minérale en NC ». Séminaire présenté à Développement durable – Environnement, énergie et société (2014-2015), Collège de France, mars 3. http://www.college-de-france.fr/media/georges-calas/UPL8762441879407579998_Habault_seminaire_CALAS_03032015.pdf.
- Harold, Antony S., et Randall D. Mooi. 1994. « Areas of Endemism: Definition and Recognition Criteria ». *Systematic Biology* 43 (2): 261-66. doi:10.2307/2413466.

- « ISEE - Recensement ». 2017. Consulté le mai 16.
<http://www.isee.nc/population/recensement>.
- Jaffré, Tanguy. 1996. « Etude comparative des formations végétales et des flores des roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie et d'autres régions tropicales du monde ». In , édité par Jean-Louis Guillaumet, M. Belin, et H. Puig, 137-39. Paris: Guillaumet Jean-Louis. <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010009688>.
- Jaffré, Tanguy, Ph Morat, Jean-Marie Veillon, et H. S. MacKee. 1987. « Changements dans la végétation de la Nouvelle-Calédonie au cours du Tertiaire: la végétation et la flore des roches ultrabasiqes ». *Adansonia* 4: 365–391.
- Jaffré, Tanguy, Frédéric Rigault, Gilles Dagostini, Jacqueline Tinel-Fambart, Adrien Wulff, et Jérôme Munzinger. 2009. « Input of the different vegetation units to the richness and endemism of the New Caledonian flora ». *Flora* 162 (89): 54–9.
- Jeanpert, Julie. 2010. « Hydrogéologie des massifs de péridotites de Nouvelle-Calédonie. Bilan des connaissances et hypothèses de travail. » *Service Géologique de Nouvelle-Calédonie*, 49.
- Jolivet, Pierre, et Krishna K. Verma. 2010. « Good morning Gondwana ». In *Annales de la Société entomologique de France*, 46:53–61. Taylor & Francis. <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00379271.2010.10697638>.
- King, Ryan S., Matthew E. Baker, Dennis F. Whigham, Donald E. Weller, Thomas E. Jordan, Paul F. Kazyak, et Martin K. Hurd. 2005. « Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams ». *Ecological applications* 15 (1): 137–153.
- King, Ryan S., et Curtis J. Richardson. 2003. « Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria ». *Environmental management* 31 (6): 795–809.
- Larras, Floriane, Romain Coulaud, Edwige Gautreau, Elise Billoir, Juliette Rosebery, Philippe Usseglio-Polatera. 2017. Assessing anthropogenic pressures on streams: A random forest approach based on benthic diatom communities. *Science of the Total Environment*, vol. 586, p. 101-111
- Le Cohu, René, Julien Marquié, et Loïc Tudesque. 2017. « Three new species of Delicata (Bacillariophyceae - Cymbellales) from New Caledonia and further observations on Delicata nepouiana Krammer and D. neocaledonica Krammer ». *Diatom research, published online*. doi.org/10.1080/0269249X.2017.1407827.
- Lecoite, C., M. Coste, et J. Prygiel. 1993. « "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management ». *Hydrobiologia* 269 (1): 509–513.
- Legendre, Pierre, et Eugene D. Gallagher. 2001. « Ecologically meaningful transformations for ordination of species data ». *Oecologia* 129 (2): 271–280.
- Lenoir, A., et M. Coste. 1996. « Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network ». In *Use of Algae for Monitoring Rivers*, édité par B.A. Whitton et E. Rott, 29-45. Innsbruck: Institut für Botanik.
- L'huillier, Laurent, Tanguy Jaffré, Adrien Wulff, M. Lebrun, L. Maggia, N. Barré, J. Chazeau, et al. 2010. « Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie ». https://www.researchgate.net/profile/Laurent_Lhuillier/publication/281633189_01-MINES_ENVIRONNEMENT_CONTENTS-INTRO/links/55f16e8708ae199d47c25827.pdf.

- Lowry, P. P. 1998. « Diversity, endemism, and extinction in the flora of New Caledonia: a review ». In *Proc Int Symp on Rare, Threatened, and Endangered Floras of Asia and the Pacific. Monograph ed. Taipei, Taiwan: Institute of Botany, Academia Sinica*, 181–206.
<http://www.sinica.edu.tw/~hastwww/journal/Content/Porter.htm>.
- Maillard, R. 1978. « Contribution à la connaissance des diatomées d'eau douce de la Nouvelle-Calédonie (Océanie) ». *Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Hydrobiol.*, n° 12: 143–72.
- Manguin, Émile. 1962. « Contribution à la connaissance de la flore diatomique de la Nouvelle-Calédonie », *Mém. Muséum Nation. Hist. Nat., Nouv. sér. série B, Botanique* (12): 1-40, pl 8.
- Marquet, Gérard, Philippe Keith, et Erick Vigneux. 2003. *Atlas des poissons et des crustacés (décapodes) d'eau douce de Nouvelle-Calédonie*. 58. Muséum National d'Histoire Naturelle.
- Marquié, Julien, René Le Cohu, et Michel Coste. s. d. « Two new species of Adlafia (Bacillariophyceae) from New Caledonia: Adlafia moseri sp. nov. and Adlafia tjibaoui sp. nov., and further observations on Kobayasiella saxicola (Manguin) Lange-Bertalot ». *Phytotaxa*. Accepted 2018
- Mary, Nathalie. 1999. « Caractérisations physico-chimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie, Proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques ». <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=194570>.
- . 2016. « Indice biotique de Nouvelle-Calédonie (IBNC) et Indice biosédimentaire (IBS) - Guide méthodologique et technique | Oeil Nouvelle-Calédonie ». <http://www.oeil.nc/cdrn/index.php/resource/bibliographie/view/13752#docu-tab>.
- McCune, Bruce, James B. Grace, et Dean L. Urban. 2002. *Analysis of ecological communities*. Vol. 28. MjM software design Gleneden Beach. https://www.researchgate.net/profile/James_Grace/publication/216769990_Analysis_of_ecological_communities/links/0a85e5318e69b2ae7f000000.pdf.
- McGlone, Matt S. 2005. « Goodbye Gondwana ». *Journal of Biogeography* 32 (5): 739–740.
- Morat, Ph. 1993. « Our knowledge of the flora of New Caledonia: endemism and diversity in relation to vegetation types and substrates ». *Biodiversity letters*, 72–81.
- Morat, Ph., Tanguy Jaffré, Frédéric Tronchet, Jérôme Munzinger, Yohan Pillon, Jean-Marie Veillon, Monique Chalopin, et al. 2012. « Le référentiel taxonomique Florical et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie ». *Adansonia* 34 (2): 179–221.
- Morat, Philippe, Tanguy Jaffré, et Jean-Marie Veillon. 2001. « The flora of New Caledonia's calcareous substrates ». *Adansonia* 23 (1): 109–127.
- Moser, Gerd. 1999. *Die diatomeenflora von Neukaledonien*. Vol. 43. 1 vol. Bibliotheca Diatomologica. Berlin - Stuttgart: J.Cramer.
- Moser, Gerd, Horst Lange-Bertalot, et Ditmar Metzeltin, éd. 1998. *Insel der Endemiten. Geobotanisches Phänomen Neukaledonien*. Vol. 38. 1 vol. Bibliotheca Diatomologica. Berlin - Stuttgart: J. Cramer.

- Moser, Gerd, Astrid Steindorf, et Horst Lange-Bertalot. 1995. *Neukaledonien: Diatomeenflora einer Tropeninsel. Revision der Collection Maillard und Untersuchung neuen Materials*. Vol. 32. Bibliotheca Diatomologica. Berlin: Borntraeger.
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo AB Da Fonseca, et Jennifer Kent. 2000. « Biodiversity hotspots for conservation priorities ». *Nature* 403 (6772): 853–858.
- Oudin, L. C., et D. Maupas. 2003. « Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau SEQ-Eau ». *MEDD & Agences de l'eau* 40.
- Pelletier, Bernard. 2007. « Geology of the New Caledonia region and its implications for the study of the New Caledonian biodiversity ». *Compendium of marines species from New Caledonia, Dossiers Scientifiques et Techniques, II7*, 19–32.
- Picard, Michel. 1999. *L'archipel néo-calédonien: 300 millions d'années pour assembler les pièces d'un puzzle géologique*. CDP Nouvelle-Calédonie.
- Pillon, Yohan, Jérôme Munzinger, Hamid Amir, et Michel Lebrun. 2010. « Ultramafic soils and species sorting in the flora of New Caledonia ». *Journal of Ecology* 98 (5): 1108–1116.
- Podwojewski, Pascal. 1988. « Les vertisols de Nouvelle-Calédonie ». *Les Cahiers de l'Orstom*, 279–301.
- Prygiel, J., et M. Coste. 2000. « Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées ». *Agences de l'Eau, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de l'Eau & CEMAGREF, Paris, France*.
- Qian, Song S., Ryan S. King, et Curtis J. Richardson. 2003. « Two statistical methods for the detection of environmental thresholds ». *Ecological Modelling* 166 (1): 87–97.
- Raous, Sophie. 2011. « Dynamique du nickel et d'autres éléments en traces métalliques (Co, Cr, Cu et Mn) dans des matériaux miniers ultramafiques ». Vandoeuvre-les-Nancy, INPL. http://docnum.univ-lorraine.fr/public/INPL/2011_RAOUS_S.pdf.
- Richer de Forges, Bertrand. 2007. « Risques d'extinction d'espèces en Nouvelle-Calédonie. Lettre ouverte au Directeur du Centre IRD de Nouméa. » *HNS-info*. <http://www.corailvivant.org/en/archives/IRDdFlettreetouverte22mars07.pdf>.
- Robineau, Bernard, Laurence Berthault, et Patrice Christmann. 2011. « Nouvelle-Calédonie, terre de Nickel ». *Geosciences*, 50–57.
- Sevin, Brice. 2014. « Cartographie du régolithe sur massifs ultrabasiques de Nouvelle-Calédonie: distribution dans l'espace et le temps des gisements nickelifères. » <http://www.theses.fr/s83505>.
- Söderström, Lars. 1989. « Regional distribution patterns of bryophyte species on spruce logs in northern Sweden ». *Bryologist*, 349–355.
- Starmühlner, F. 1968. « Etudes hydrobiologiques en Nouvelle-Calédonie (mission 1965 du Premier Institut de Zoologie de l'Université de Vienne): 1. Généralités et description des stations ». *Cahiers ORSTOM.Série Hydrobiologie* 2 (1): 3-33.
- Team, R. Core. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013.
- Trescases, Jean-Jacques. 1969. « Géochimie des altérations et des eaux de surface dans le massif ultrabasique du Sud de la Nouvelle-Calédonie ». *Bulletin du Service de la Carte Géologique d'Alsace Lorraine* 22 (4): 329-54.

- Trobajo, Rosa, Laia Rovira, Luc Ector, Carlos E. Wetzel, Martyn Kelly, et David G. Mann. 2013. « Morphology and identity of some ecologically important small *Nitzschia* species ». *Diatom research* 28 (1): 37–59.
- Tron, François M, R. Franquet, T.H. Larsen, et Cassan, éd. 2013. *Evaluation rapide de la biodiversité du massif du Panié et des Roches de la Ouaième, province Nord, Nouvelle-Calédonie*. Conservation International. RAP Bulletin of Biological Assessment 65. Arlington, VA, USA.
- Tyler, Peter Alfred. 1996. « Endemism in freshwater algae ». In *Biogeography of freshwater algae*, 127–135. Springer. http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-0908-8_12.
- Van Dam, Herman, Adrienne Mertens, et Jos Sinkeldam. 1994. « A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands ». *Aquatic Ecology* 28 (1): 117–133.
- Ward Jr, Joe H. 1963. « Hierarchical grouping to optimize an objective function ». *Journal of the American statistical association* 58 (301): 236–244.
- Wasson, Jean-Gabriel, André Chandèsris, Hervé Pella, et Laurence Blanc. 2002. « Typology and reference conditions for surface water bodies in France: the hydro-ecoregion approach ». *TemaNord* 566: 37–41.
- Watanabe, Toshiharu, et Kazumi Asai. 2008. « Diatom assemblage occurring in streams and springs near Numea, the capital of New Caledonia ». *Diatom* 24 (0): 63–72.
- Weninger, G. 1968. « Beiträge zum Chemismus der Gewässer von Neukaledonien (SW-Pazifik) ». *Cah. ORSTOM Ser. Hydrobiol* 2: 35–55.
- Yeo, In-Kwon, et Richard A. Johnson. 2000. « A new family of power transformations to improve normality or symmetry ». *Biometrika*, 954–959.
- Zelinka, M., et P. Marvan. 1961. « Zur prazisierung der biologischen klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser ». *Arch. Hydrobiol.* 57: 389–407.

Résumé :

La Nouvelle-Calédonie, archipel tropical d'Océanie situé en plein Océan Pacifique à près de 17 000 km de la France métropolitaine, est constituée de milieux naturels très spécifiques dont les cortèges biologiques présentent un fort taux d'endémisme, ce qui leur confère une forte valeur patrimoniale au niveau mondial. Les pressions anthropiques locales (urbanisation, activités minières d'exploitation du nickel, activités agricoles, implantation de tribus...) entraînent des risques d'altération des environnements concernés. Du fait de son statut de collectivité *sui generis*, la DCE ne s'applique pas en Nouvelle-Calédonie. Cependant, des Délibérations de la Province Nord et de la Province Sud ont mis en place des dispositifs particuliers de surveillance et de protection des milieux naturels, qui nécessitent la mise en œuvre d'outils de suivi adaptés aux conditions locales et aux cortèges biologiques particuliers qui y vivent.

C'est dans ce contexte local que l'OEIL et le CNRT « Nickel et son Environnement » ont mis en place un programme de recherche-développement visant à la mise au point et au transfert d'un nouvel indice diatomique adapté à l'évaluation d'état écologique des cours d'eau de la Grande Terre, l'**Indice Diatomique de Nouvelle-Calédonie (IDNC)**. Ce programme, pris en charge par le consortium ASCONIT-Irstea, a bénéficié de l'appui d'une thèse CIFRE de l'ANRT et d'un important soutien logistique et technique du Bureau d'Etude local BIOEKO. Sa réalisation, échelonnée d'Octobre 2012 à mi-2017, s'est appuyée sur 4 campagnes de terrain couvrant 2 saisons différentes, qui ont permis au final de collecter **210 doublets complets de données** associant analyses chimiques d'eau et inventaires diatomiques, sur **74 sites de terrain** différents recouvrant un assortiment de conditions locales naturelles (sites de référence) et anthropisées (pollutions trophiques, altérations minières). Suite à un important travail taxinomique portant sur des flores encore méconnues au niveau mondial, **466 espèces différentes de diatomées** ont pu être répertoriées, parmi lesquels **217 taxons d'eau douce contribuent effectivement au calcul de l'IDNC**.

La partie bio-statistique du programme a tout d'abord inclus la réalisation d'analyses exploratoires de données abiotiques (description des données et des gradients couverts par le jeu de données d'étude) et biotypologiques (communautés diatomiques-types associées à des conditions environnementales spécifiques). Puis l'outil TITAN a été mobilisé pour sélectionner des taxons d'alerte vis-à-vis de 7 descripteurs d'anthropisation, dont 4 représentatifs d'un enrichissement par les nutriments (DBO5, NH4, PO4, NO3) et 3 plus typiques d'altérations minières (Nickel et chrome dissous, colmatage latéritique). Les notes de chaque métrique individuelle ont été re-normées en EQR (échelle variant entre 0 et 1) afin de prendre en compte le niveau de référence adéquat pour la zone naturelle considérée (trame HER « adaptée »). L'IDNC, indice diatomique résolument **multimétrique**, utilise l'agrégation de ces 7 métriques en 2 métriques intégratrices, une **métrique trophique** et une **métrique d'altérations minières**. Suivant le principe du One Out – All Out, le résultat indiciel final est celui donné par la métrique la plus altérée des 2.

L'élaboration d'un nouvel indice hydrobiologique dans une zone biogéographique si particulière, aux cortèges biologiques peu décrits et aux enjeux économiques et sociétaux bien spécifiques (notamment l'activité minière du nickel), était un chantier présentant quelques risques initiaux sur le plan de sa faisabilité. En fonction du bon panel de compétences couvert et de l'expérience préalable capitalisée sur des chantiers comparables, le consortium en charge de la réalisation de ce programme a bien surmonté les difficultés rencontrées à différents niveaux. Au final, L'IDNC est un outil à la fois innovant et opérationnel : outre le décryptage taxinomique de flores néo-calédoniennes antérieurement méconnues au niveau mondial, ainsi que de leur auto-écologie, c'est à notre connaissance le 1^{er} indice diatomique mondial, construit sur une base multimétrique, qui utilise la composition spécifique détaillée des communautés pour évaluer un état écologique intégré basé sur la prise en compte d'altérations trophiques, physiques et toxiques.

En outre, le présent programme a largement pris en compte l'accompagnement du transfert méthodologique de cette nouvelle méthode, avec l'élaboration d'un guide méthodologique IDNC, d'un atlas taxinomique de Nouvelle-Calédonie intégrant la chorologie et l'autoécologie des taxons, auxquels il faut rajouter l'organisation prochaine d'une session de formation sur place visant à compléter le transfert de cette nouvelle méthode aux bureaux d'étude, gestionnaires et décideurs locaux intéressés. Il restera ultérieurement à développer un applicatif de calcul indiciel permettant le calcul automatique d'état diatomique régionalisé (en EQR) en fonction des coordonnées géographiques des cours d'eau.

English abstract :

New Caledonia, tropical archipelago of Oceania located in the Pacific Ocean, 17 000 km away from metropolitan France, consists of very specific natural environments whose biological communities have a high rate of endemism, that gives them a strong heritage value worldwide. Local anthropogenic pressures (urbanization, nickel mining activities, agricultural activities, settlement of tribes ...) lead to risks of alteration of the concerned natural environments. Due to its *sui generis* status, the WFD does not apply in New Caledonia. However, the Deliberations of the North Province and the South Province have settled-up specific monitoring and protection systems for natural environments, which require the implementation of monitoring tools adapted to the local conditions and the specific biological processes that occur there.

In such a local context, EIL and CNRT "Nickel and its Environment" set up a research and development program aimed at the development and transfer of a new diatomic index adapted to the evaluation of ecological status of the "Grande Terre" watercourses, the New Caledonia Diatom Index (IDNC). This program, supported by the ASCONIT-Irstea consortium, benefited from the support of a CIFRE PhD thesis from the ANRT and from important logistical and technical support from the local BIOEKO private consultant. Its implementation, phased from October 2012 to mid-2017, relied on 4 field campaigns covering 2 different seasons, which finally allowed to collect 210 complete doublets of data associating chemical analyzes of water to diatom inventories, on 74 different field sites covering an assortment of local natural conditions (reference sites) and anthropized (trophic pollution, mining alterations). As a result of extensive taxonomic work on globally unknown flora, 466 different diatom species have been identified, of which 217 freshwater taxa actually contribute to the calculation of the IDNC.

The bio-statistical part of the program first included exploratory analyzes of abiotic data (description of data and gradients covered by the study dataset) and biotypological analyses (typical diatom communities associated with specific environmental conditions). Then the TITAN tool was mobilized to select alert taxa for 7 anthropogenic descriptors, 4 of which representing a nutrient enrichment (BOD5, NH4, PO4, NO3) and 3 other ones more dedicated to typical mining alterations (nickel and dissolved chromium, lateritic clogging). The notes of each individual metric were re-normed in EQR (scale ranging from 0 to 1) in order to take into account the appropriate reference level for the natural area considered ("adapted" HER frame). The IDNC, which is a resolutely multimetric diatom index, uses the aggregation of these 7 metrics into 2 integrative metrics, a trophic metric and a metric of mining alterations. According to the One Out - All Out principle, the final index result is the one given by the most altered metric of both. The development of a new hydrobiological index in a so specific biogeographic zone (biological communities little described and economic and very specific societal issues, including nickel mining) was a risky project in terms of initial feasibility. Depending on the good range of skills covered and prior experience capitalized on comparable overseas sites, the consortium in charge of the implementation of this program successfully overcame the difficulties encountered at different levels.

At the end, the IDNC is a both innovative and operational tool: in addition to taxonomic decoding of neo-Caledonian species previously unrecognized worldwide, as well as their ecology, that is to our knowledge the world's first diatom index, built on a multimetric basis, which uses the detailed composition of communities at the specific level to assess an integrated ecological status taking into account trophic, physical and toxic alterations. In addition, the present program largely took into account the methodological transfer of this new method with the elaboration of a methodological guide IDNC, of a taxonomic atlas of New Caledonia integrating the chorology and the self-ecology of taxa, and a project of on-site training session dedicated to interested local private consultants, managers and decision-makers. Following this program, it would still be useful, later on, to develop an index calculation application allowing the automatic calculation of the regionalized diatomic status (in EQR) based on IDNC, according to the geographic coordinates of the field sites.