



HAL
open science

Evaluation diatomique des Très Grands Cours d'Eau (TGCE) et intercalibration européenne: Bilan d'avancement à fin 2015

Juliette Tison-Rosebery, Michel Coste, François Delmas

► To cite this version:

Juliette Tison-Rosebery, Michel Coste, François Delmas. Evaluation diatomique des Très Grands Cours d'Eau (TGCE) et intercalibration européenne: Bilan d'avancement à fin 2015. [Rapport de recherche] irstea. 2016, pp.65. hal-02605802

HAL Id: hal-02605802

<https://hal.inrae.fr/hal-02605802>

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.

Fiche-Action 28 (2013-2015) : Ecologie des communautés végétales et bio-indication en cours d'eau (macrophytes et phytobenthos)



Evaluation diatomique des Très Grands Cours d'Eau (TGCE) et intercalibration européenne :

Bilan d'avancement à fin 2015

Julie Guéguen, Juliette Rosebery, Michel Coste, François Delmas

*Unité de Recherche REBX / Equipe CARMA, Irstea Bordeaux,
50, Avenue de Verdun, Gazinet, 33 612 CESTAS Cedex*

Janvier 2016

Contexte de programmation et de réalisation

La mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau requiert l'évaluation régulière de l'Etat Ecologique des masses d'eau dans le cadre de plans de gestion de 6 ans. Il doit en découler l'adoption de mesures de gestion corrective chaque fois que nécessaire afin d'éviter la dégradation et /ou de restaurer le Bon Etat Ecologique dans les délais requis.

Sur cours d'eau, concernant le maillon biologique des diatomées benthiques, un dispositif national d'évaluation des cours d'eau répondant aux impératifs de la DCE a été mis en place à partir de Juillet 2005. Il s'applique sur la plupart des cours d'eau permanents, et a déjà fait l'objet de 2 réactualisations successives en fonction du progrès des jeux de données et de la connaissance, dont la plus récente vient juste d'entrer en vigueur (Arrêté Evaluation du 27 Août 2015 paru depuis peu au Journal Officiel). Ces systèmes successifs d'évaluation ont été soumis à une intercalibration européenne permettant de vérifier et de valider leur DCE-compatibilité.

Une fois l'évaluation des cours d'eau « classiques » (de loin les plus nombreux) résolue, la poursuite de mise en application de la DCE rendait de plus en plus prioritaire la fourniture d'un système d'évaluation d'hydrosystèmes particuliers posant des problèmes plus spécifiques. Les très grands cours d'eau (surface cumulée de bassin versant > 8 000 à 10 000 km² à la station d'observation) sont dans ce cas. En effet, l'omniprésence des pressions anthropiques sur les territoires, en particulier dans toute l'Europe de l'Ouest, a conduit au constat partagé qu'il n'existe plus ou pratiquement plus de situation de référence vraie permettant de caler les dispositifs selon le même principe que pour les cours d'eau plus petits. Cette particularité méthodologique a été génératrice de retards de mise au point des systèmes d'évaluation au niveau national et européen. La façon imaginée pour contourner ce problème est de se caler sur un niveau de référence par défaut (least disturbed condition) défini autant que possible sur une base consensuelle et partagée.

Un premier exercice d'intercalibration du GIG Very Large Rivers, doté de jeux de données TGCE de plusieurs Etats-Membres, a été finalisé en 2013 sur différents maillons biologiques. La France, qui n'avait pas encore de dispositif d'évaluation fiable pour de tels cours d'eau, a fourni les données disponibles à l'époque (maillons des macro-invertébrés et des diatomées benthiques, physico-chimie...) et y a participé en tant qu'observateur, mais ne s'est pas faite intercaler dans ce cadre.

Cette thématique devenant prioritaire, la mise au point d'un système d'évaluation national spécifiquement destiné aux TGCE a donc été inscrite, entre autres actions à réaliser, au programme de l'actuelle **fiche-action N° 28 ONEMA-Irstea** (annuité 2015), ainsi que de la nouvelle **fiche-action N° 23** «Bio-indication végétale en cours d'eau» qui lui donnera suite pour le programme 2016-2018. Le travail prévu sur ce sujet concerne à la fois l'investigation de données permettant la mise en place d'un dispositif national d'évaluation des TGCE, ainsi que la participation à des travaux d'intercalibration européenne qui seraient spécifiquement organisés sur ces types d'hydrosystèmes.

Un nouvel exercice d'intercalibration Européen « Very Large Rivers », qui s'est initié à partir de la mi-2015 sous une coordination conjointe de la Bulgarie et l'Autriche, a ouvert l'opportunité de pouvoir confronter directement les résultats d'évaluation d'un prototype de dispositif Français à l'intercalibration européenne, puis de l'actualiser au fur et à mesure si nécessaire afin qu'il soit d'emblée correctement calé sur la pratique d'évaluation faisant référence au niveau Européen. A titre d'expert national diatomées, l'équipe CARMA d'Irstea Bordeaux participe activement à cet exercice qui a commencé par la fourniture de données et de métadonnées, par la description détaillée des outils et méthodes utilisées, par la démonstration de relations pressions-impacts illustratives des capacités d'évaluation de l'outil basé sur l'indice diatomique « IBD 2007 », etc...

Le présent rapport établit un **point d'étape de ces travaux à fin 2015**. Le travail en cours permettra de proposer le contenu d'un avenant d'Arrêté Evaluation pour les Très Grands Cours d'Eau au terme de l'action, pour parution au J.O. Français.

Les auteurs

Julie Guéguen

Ingénieur d'Etude contractuel (Biomathématiques & Hydroécologie)

julie.queguen@irstea.fr

Juliette Rosebery

Chargée de Recherche HDR (Taxonomie et Ecologie des communautés diatomiques)

juliette.rosebery@irstea.fr

Michel Coste

Directeur de Recherche émérite (Taxonomie et Ecologie des communautés diatomiques)

michel.coste@irstea.fr

François Delmas

Ingénieur – Chercheur ICGREF (Hydroécologie des communautés diatomiques)

francois.delmas@irstea.fr

Equipe de Recherche CARMA,

Unité de Recherche EABX, Centre Irstea de Bordeaux,

50, Avenue de Verdun, Gazinet, 33612 – Cestas Cedex

Les correspondants

Onema :

Yorick REYJOL (DAST)

yorick.reyjol@onema.fr

Irstea :

François DELMAS (CARMA)

francois.delmas@irstea.fr

Autres renseignements nécessaires à la mise sur le Portail « les documents techniques sur l'eau »

Droits d'usage :	<i>Irstea – ONEMA – DEB – Agences de l'Eau</i>
Couverture géographique :	<i>France entière</i>
Niveau géographique [un seul choix] :	<i>Européen</i>
Niveau de lecture [plusieurs choix] :	<i>Experts, Gestionnaires de Bassins</i>
Nature de la ressource :	<i>Document (rapport d'étape)</i>

**Evaluation diatomique des Très grands Cours d'Eau
et Intercalibration Européenne : Bilan 2015.**

Julie Guéguen, Juliette Rosebery, Michel Coste & François Delmas

Sommaire

1	Introduction :	1
2	Bilan des données nationales TGCE et travail sur données	3
2.1	<i>Etat des données nationales TGCE / Diatomées</i>	4
a)	<i>Données de description générale des sites (stations)</i>	4
b)	<i>Données biologiques (relevés diatomiques)</i>	5
c)	<i>Données de qualité d'eau (physico-chimie et macro-éléments)</i>	6
2.2	<i>Post-traitement et complétion des données abiotiques</i>	8
a)	<i>Gestion du problème de l'absence de donnée numérique réelle</i>	8
b)	<i>Réalisation de l'agrégation des données disponibles en moyennes annuelles</i>	9
2.3	<i>Post-traitement et complétion spécifique des données hydrochimiques</i>	9
a)	<i>Régression TAC / carbonates totaux</i>	10
b)	<i>Régression TAC / Ca⁺⁺</i>	12
c)	<i>Régression TAC / (Cond. El. * pH)</i>	13
2.4	<i>Calculs d'alcalinité au site</i>	18
2.5	<i>Bilan des données post-traitées, sélection du jeu national envoyé au GIG VLRs</i>	18
3	Etude des relations pression-impact basées sur l'IBD	20
3.1	<i>Comparaison des réponses de l'IBD 2007 et de l'IPS</i>	21
3.2	<i>Relations pression-impact entre IBD 2007 et nutriments (tous types de rivières confondus)</i>	22
3.3	<i>Relations pression-impact entre IBD 2007 et nutriments (sélection de TGCE)</i>	24
4	Liens IBD 2007 / modification des attributs autoécologiques des communautés diatomiques	28
4.1	<i>Liens avec la trophie (PO₄), tous types nationaux de rivières confondus</i>	29
4.2	<i>Liens avec la trophie (PO₄), sur une sélection de Très Grands Cours d'Eau</i>	30
4.3	<i>Liens entre les notes d'IBD 2007 et les caractéristiques autoécologiques des communautés à l'égard de la matière organique (saprobie)</i>	34
4.4	<i>Conclusions d'étape sur les relations pression-impact de l'IBD 2007</i>	38
5	Proposition d'un système national d'Evaluation de l'Etat Ecologique sur les Très Grands Cours d'Eau de France	39
5.1	<i>Situation actuelle concernant l'évaluation des TGCE</i>	39
5.2	<i>Bilan des requêtes, examen de l'existant</i>	42
5.3	<i>Contraintes liées au propre échéancier de travail du GIG « VLRs »</i>	46
5.4	<i>Réadaptation du dispositif de grilles nationales au cas des TGCE</i>	46
5.5	<i>Expertise et résolution des cas particuliers de TGCE</i>	48
6	Conclusions d'étape, perspectives	55

Table des illustrations

Figure 1 : Mise en relation entre relevés diatomiques TGCE et données abiotiques de chimie.....	7
Figure 2 : Régression linéaire TAC /Carbonates totaux (255 doublets de données existantes)	11
Figure 3 : Reconstitution de données manquantes à l'aide de la régression TAC /Carbonates totaux	12
Figure 4 : Relation entre calcium et TAC (255 doublets de données existantes).....	12
Figure 5 : Régression linéaire tout-venant entre (pH * Cond. El.) et TAC	15
Figure 6 : Régression linéaire entre (pH * Cond. El.) et TAC	15
Figure 7 : Régression linéaire consolidée entre (pH * Cond. El.) et TAC	16
Figure 8 : Jeu de données complété sur la base de la relation [TAC = 0,0041 (pH * Cond.El)].....	17
Figure 9 : Régressions linéaires entre les 2 versions successives de l'IBD et l'IPS, indice diatomique de référence	21
Figure 10 : Relation pression-impact entre les 2 versions successives d'IBD et le log (PO4+1)	22
Figure 11 : Pressure-impact relationships between the 2 successive versions of IBD and log (NH4 + 1)	23
Figure 12 : relation linéaire entre IBD 2007 et log (PO4 + 1) (moyenne annuelle) sur le jeu de données « Très Grands Cours d'Eau	24
Figure 13 : Relation linéaire entre IBD 2007 et log (PO4 + 1) (moyenne annuelle) en Très Grands Cours d'Eau après enlèvement d'1% d'outliers	25
Figure 14 : Relation linéaire entre les notes d'IBD 2007 et le log (NH4 + 1) (moyenne annuelle) dans les Très Grands Cours d'Eau.....	27
Figure 15 : Caractéristiques trophiques edes communautés diatomiques sur sites de référence et au long.....	29
Figure 16 : Pourcentage d'espèces sensibles au PO4-par classe de qualité en Très Grands Cours d'Eau	30
Figure 17 : Distribution des espèces de la Classe 7 (mal caractérisées vis-à-vis de la trophie) au long du gradient des 5 classes de qualité des Très Grands Cours d'Eau.....	32
Figure 18 : Pourcentage d'espèces tolérantes au PO4 par classe de qualité en Très grands Cours d'Eau (> 8 000 km2)	33
Figure 19 : Pourcentage d'espèces sensibles à la saprobie par classe de qualité dans les Très Grands Cours d'Eau (> 8 000 km2).....	35
Figure 20 : Distribution des espèces au statut indéterminé vis-à-vis de la saprobie au long du gradient des 5 classes de qualité.....	36
Figure 21 : Pourcentage d'espèces tolérantes à la saprobie par classe de qualité	37
Figure 22 : Zonation diatomique naturelle utilisée pour l'évaluation d'état écologique.....	39
Figure 23 : Grilles d'évaluation diatomique publiées dans l'Arrêté Evaluation du 28-08-2015	40
Figure 24 : Grille d'évaluation diatomique des TGCE élaborée en vue de la publication de l'Arrêté du 28-08-2015	41
Figure 25 : Bilan des 127 sites nationaux TGCE associant descripteurs abiotiques chimiques et relevés diatomiques	43
Figure 26 : Classification automatique de la grille d'évaluation selon la Région Diatomées d'appartenance, illustration des cas spécifiques à expertiser (en rouge).....	44
Figure 27 : Adaptation des grilles d'évaluation de l'Etat Ecologique pour les Très Grands Cours d'Eau : a) en notes d'IBD 2007 (arrondies au 1/1000 ^{ème}) ; b) en grille unique d'EQRs.....	47
Figure 28 : Dispositif d'évaluation proposé pour les TGCE du bassin hydrographique du Rhône	49
Figure 29 : Dispositif d'évaluation proposé pour les TGCE du Nord-Est de la France.....	51
Figure 30 : Dispositif d'évaluation proposé pour les TGCE de l'Ouest de la France.....	52
Figure 31 : Dispositif d'évaluation proposé pour l'hydrosystème Garonne-Dordogne.....	54

***Evaluation diatomique des Très grands Cours d'Eau
et Intercalibration Européenne : Bilan 2015.***

Julie Guéguen, Juliette Rosebery, Michel Coste & François Delmas

1 Introduction :

La mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau implique l'Evaluation de l'Etat Ecologique des masses d'eau dans le cadre de plans de gestion de 6 ans. Elles doivent se maintenir dans leur état écologique actuel sans dégradation supplémentaire si leur état est qualifié de très bon ou bon, ou regagner le Bon Etat Ecologique aussitôt que possible s'il est évalué en-dessous du Bon Etat, grâce à la mise en œuvre de plans de mesures de gestion corrective adaptés.

Sur cours d'eau, concernant le maillon biologique des diatomées benthiques, un dispositif national d'évaluation des cours d'eau DCE-compatible est en place depuis Juillet 2005. Il s'applique sur la plupart des cours d'eau permanents. Depuis cette date de première mise en œuvre, il a subi 2 évolutions et adaptations notables, dont la plus récente vient d'entrer en vigueur pour le Plan de Gestion 2016-2021 qui débute (Arrêté Evaluation publié au J.O. Français du 27 Août 2015). Des grilles nationales d'évaluation de l'Etat Ecologique destinées à s'appliquer sur petits, moyens et grands cours d'eau ont été inter-calibrées avec succès, au fur et à mesure de leur évolution, dans le cadre de 3 groupes Européens d'inter-calibration (GIG Central-Baltique, GIG Alpin, GIG Méditerranéen), en liaison étroite avec la situation géographique et la typologie des cours d'eau concernés.

Les très grands cours d'eau, qui présentent une surface de bassin versant cumulée dépassant 8 000 à 10 000 km² à la station d'observation, posent un problème particulier qui a retardé la mise au point des systèmes d'évaluation au niveau national et européen. En effet, leur taille minimale correspond à des stations de suivi situées à l'aval de grands bassins versants (fleuves principaux, affluents majeurs avant leur confluence avec le drain principal), l'anthropisation est omniprésente, beaucoup d'entre eux ont de plus subi des aménagements mettant en jeu des dispositifs physiques plus ou moins importants. La conséquence est qu'il n'existe plus, ou pratiquement plus aucune situation de référence vraie permettant de caler facilement leurs dispositifs d'évaluation. Un niveau de référence par défaut (least disturbed condition) doit donc être adopté par type européen de Très Grand Cours d'Eau, si possible sur une base consensuelle et partagée, suivi d'une déclinaison en classes de qualité procurant une évaluation cohérente d'un Pays-Membre à l'autre.

Entre 2012 et 2013, un premier groupe européen d'intercalibration (GIG Very large Rivers) doté de jeux de données de quelques Etats-Membres a réalisé un exercice d'intercalibration de systèmes nationaux d'évaluation basés sur différents maillons biologiques des TGCE (dont macro-invertébrés et diatomées benthiques). La France, qui ne possédait pas encore le recul-données suffisant, ni de système national correctement validé pour évaluer spécifiquement ces catégories de cours d'eau, a fourni un jeu de données et a participé à titre d'observateur externe, mais ne s'est pas faite intercalibrer.

L'évaluation des cours d'eau « classiques » de France (de loin les plus nombreux) étant désormais résolue de façon conforme à la DCE, la poursuite de la mise en application de cette Directive rend plus prioritaire la fourniture des systèmes d'évaluation d'hydrosystèmes particuliers posant plus de problèmes méthodologiques. Dans ce cadre, la mise au point d'un système d'évaluation national spécifiquement destiné aux TGCE a donc été inscrite pour réalisation au programme de l'actuelle **fiche-action N° 28** ONEMA-Irstea (annuité 2015), ainsi que de la nouvelle **fiche-action N° 23** «Bio-indication végétale en cours d'eau» qui prendra sa suite pour le programme 2016-2018.

L'annonce du démarrage d'un nouvel exercice d'intercalibration Européen « Very Large Rivers », qui s'est mis en place à partir de la mi-2015 sous une coordination conjointe de la Bulgarie et de l'Autriche, a ouvert l'opportunité de pouvoir confronter directement les résultats d'évaluation d'un prototype de dispositif d'évaluation Français des TGCE à l'intercalibration européenne, puis de l'actualiser au fur et à mesure si nécessaire afin qu'il soit d'emblée correctement calé sur la pratique d'évaluation faisant référence au niveau Européen.

L'équipe CARMA d'Irstea Bordeaux s'implique activement dans cet exercice collectif qui a commencé au 2^{ème} semestre 2015 par la fourniture de données et de métadonnées, par le signalement des outils et méthodes utilisées, par la démonstration de relations pressions-impacts illustratives des capacités d'évaluation de l'outil basé sur l'indice diatomique « IBD 2007 », etc...

A cette occasion, il a été nécessaire de procéder à des requêtes les plus exhaustives possibles dans les bases de données nationales, ainsi qu'aux post-traitements nécessaires, afin d'obtenir une bonne connaissance de l'assise de données réellement disponible pour répondre à la fois :

- 1) aux demandes de renseignements initiaux nécessaires dans le cadre du démarrage de l'exercice d'intercalibration VLRs (Very Large Rivers) ; une bonne réactivité dans les réponses et la fourniture rapide des données nationales nécessaires conditionnant la participation Française.
- 2) aux besoins plus complets permettant de fournir l'assise actualisée maximale à l'étude qui conduira d'ici 2017 à la proposition d'un dispositif national d'évaluation TGCE.

Les travaux menés de Juillet à Décembre 2015 ont permis de faire l'état actuel des méta-données et des données concernant les sites TGCE de France, incluant leurs données abiotiques et les assemblages diatomiques disponibles, ainsi que de réaliser de premières investigations de données souvent conditionnées par des questionnements du GIG sur la performance des méthodes nationales d'évaluation.

Le présent document constitue donc un premier rapport d'étape de la démarche nationale TGCE en cours. Il fait aussi l'état de la participation française aux travaux du groupe européen d'intercalibration (GIG) initiés depuis environ 6 mois, et résume les investigations de données réalisées pour répondre à des demandes de signalement de données et à des questions plus spécifiques du GIG sur le plan scientifico-technique.

Outre la poursuite d'une participation impliquée aux travaux d'intercalibration mené par le GIG «Very Large Rivers» jusqu'à leur terme (acceptation par l'U.E. de la conformité de l'exercice et du rapport final d'intercalibration), le travail en cours vise à proposer, au terme de l'action, un avenant d'Arrêté Evaluation pour parution rapide au J.O. Français, qui permettra d'officialiser le nouveau dispositif national adopté pour les Très Grands Cours d'Eau.

2 Bilan des données nationales TGCE et travail sur données :

L'inventaire des données nationales disponibles s'est confronté en premier lieu à un problème de **définition de ce que sont des Très grands Cours d'Eau**. Il se trouve en effet que différents critères peuvent contribuer à définir ces objets et leur taille, comme la distance à la source au point d'observation, la surface cumulée de bassin versant drainé au point d'observation, la largeur, la section mouillée, le débit nominal au point d'observation, l'ordre de Strahler. Tous ces critères, pris séparément ou considérés de façon plus intégrée, sont utilisables pour représenter un gradient de taille des hydrosystèmes « cours d'eau » et pour en établir une typologie basée sur leur importance.

La typologie nationale sous-jacente à l'application des différents Arrêtés de Surveillance et d'Evaluation parus depuis 2005, année de mise en place du premier dispositif national de surveillance dans le cadre de la DCE, classe les types de cours d'eau selon leur contexte géoclimatique d'appartenance (HERs) et selon des critères de taille (depuis les TPCE jusqu'aux TGCE). Cette classification de taille s'est essentiellement calée sur l'Ordre de Strahler, qui est une vision indirecte de la taille de l'hydrosystème donnée par le niveau cumulé d'ordres de confluences depuis la source du drain principal jusqu'au site d'observation.

Il a été remarqué que cette typologie, si elle classe bien les systèmes selon des conditions naturelles d'appartenance, pouvait donner une classification assez bruitée par rapport à d'autres critères tout aussi légitimes que l'Ordre de Strahler pour rendre compte d'une certaine hiérarchie de taille des hydrosystèmes (ex : longueur cumulée depuis la source, surface intégrée de bassin versant au site d'observation, etc...). En effet, il se trouve d'une part que le coefficient de drainage d'un bassin versant au km^2 est assez sensiblement variable en fonction du milieu naturel, des pentes, de la nature et de la perméabilité des substrats géologiques, du régime de pluies dans la région naturelle considérée etc.... Or le coefficient de drainage du bassin versant et les caractéristiques morphologiques du réseau des linéaires de surface vont influencer directement sur la relation taille-ordre. D'autre part, les Ordres de Strahler ont aussi pu faire l'objet d'un calage initial différent selon les grands bassins hydrographiques. En effet, chaque Agence de Bassin a eu à construire, à un moment donné, un SIG de représentation et de hiérarchisation des hydrosystèmes de son propre bassin hydrographique (BD Carthage, dérivée de la BD Carto de l'IGN), et a pu définir les ordres des cours d'eau sur son territoire en prenant en compte de façon éventuellement décalée le début des très petits cours d'eau permanents. Ainsi, entre autres hétérogénéités moins marquantes, le Bassin Loire-Bretagne est celui où un ordre donné de cours d'eau est atteint pour des cours d'eau sensiblement plus petits que sur d'autres bassins hydrographiques.

Dans ce contexte de typologie nationale abiotique non-homogène du point de vue du critère de taille est arrivée une sollicitation de participation à un groupe européen d'intercalibration diatomique des Très Grands Cours d'Eau qui est apparue comme une opportunité. En effet, la participation à cet exercice permettait d'emblée à la France de confronter son prototype de système national d'évaluation par rapport à ceux d'autres pays participants, et de se placer directement dans le cadre d'un système d'évaluation de référence déjà testé et approuvé par un consortium d'Etats-Membres et par l'UE (un exercice d'intercalibration précédent, coordonné les Allemands, ayant déjà eu lieu il y a 2 à 3 ans).

Or, le critère européen pour définir les TGCE, souvent pluri-nationaux à l'échelle de l'Europe, sur le plan de leur taille minimale fait référence à la surface cumulée de bassin versant à la station d'observation et **donne un seuil de 10 000 km^2** .

Dans notre contexte national, il peut être intéressant de considérer un seuil de surface un peu abaissé (**un seuil > 8000 km²** apparaîtrait comme un bon compromis) pour plusieurs raisons :

- Pour l'instant, l'hétérogénéité du critère Ordre de Strahler selon les grands bassins hydrographiques conduisait déjà à une classification de certains cours d'eau français comme TGCE à partir de surfaces cumulées de 6 000 à 7 000 km² (soit nettement en-dessous du seuil typologique européen) ;
- La plupart des grands affluents des 5 fleuves Français avant leur confluence avec le drain principal sont déjà des hydrosystèmes conséquents, pour lesquels le système actuel d'évaluation diatomique a été calé assez approximativement du fait de la lacune en situations de référence représentatives d'aussi grands cours d'eau. Or pas mal d'entre eux se situent un peu en-dessous des 10 000 km². Cependant, la problématique s'apparente beaucoup à celle des 5 grands fleuves Français pour une évaluation plus judicieuse, et leur dispositif d'évaluation d'Etat Ecologique est pour le moins à ré-expertiser ;
- C'est la même chose pour certains fleuves côtiers, par exemple pour le fleuve Charente et la Vilaine qui se jettent directement en mer, ainsi que pour certains fleuves européens qui quittent ensuite la France (Meuse, Moselle), mais qui n'atteignent pas tout-à-fait 10 000 km² à la station de réseau la plus aval de notre territoire national.

Afin de procéder à l'inventaire et au rapatriement des données disponibles et utilisables en France pour avancer sur cette problématique TGCE, il a donc été choisi de lancer 2 niveaux de requêtes seuillées de la base nationale Pandore :

- a) sites de cours d'eau français situés sur des bassins versants intégrés de **plus de 10 000 km²** (autorisant ainsi l'utilisation des données de ces sites dans le cadre de l'exercice d'intercalibration européen « Very Large Rivers »),
- b) sites de cours d'eau français situés sur des bassins versants intégrés de **plus de 8 000 km²**, afin d'obtenir l'assise maximale de données permettant de retravailler et consolider notre dispositif national d'évaluation des TGCE.

2.1 Etat des données nationales TGCE / Diatomées :

Des requêtes SQL de la base Pandore croisant les critères de taille de bassin versant et disponibilité de données abiotiques et biologiques ont donc été réalisées au seuil minimum de surface intégrée cumulée à la station d'observation de **8 000 km²**.

a) Données de description générale des sites (stations) :

Sous Pandore, ces données attachées aux stations de prélèvement et/ou de mesure comprennent diverses informations générales caractéristiques, dont le nom du cours d'eau, le bassin hydrographique, une numérotation nationale unique de station de réseau (numéro Sandre), la description résumée de l'implantation du site (ex : pont de la D84 à Cénac), ses informations géoréférencées, son altitude, sa surface intégrée au point de mesure etc...

Il se trouve que certaines données très utiles pour effectuer les requêtes conformes aux besoins de l'intercalibration, en particulier les informations de surface intégrée atteinte au site de prélèvement, pouvaient être disponibles dans 2 champs différents avec des informations non équivalentes, renseignées à l'occasion d'un travail correspondant à une logique et à des objectifs différents, voire n'étaient pas renseignées pour certaines situations situées très à l'aval des bassins versants.

2 types de données de surface avec des défauts de cohérence interne pouvaient donc coexister selon les sites :

- des données assez anciennes (dites surfaces Pandore) datant des années 2005-2007, d'autant plus incomplètes que les cours d'eau sont proches de leur exutoire, en zones de très faibles pentes présentant des difficultés de délimitation des tracés d'interfluves, sur la base du MNT disponible à l'époque...
- des données modélisées plus récemment dans le cadre des approches hydromorphologiques SYRAH (dites surfaces Syrah), qui ont pu poser quelques problèmes car elles n'indiquent pas forcément la surface cumulée de BV au site, mais à l'aval de la masse d'eau à laquelle appartient le site.

Il n'était pas possible à nos collègues du pôle Irstea-ONEMA de Lyon compétents dans ce domaine et disposant d'outils spécifiques (SIG, MNT etc...), de réviser la modélisation des surfaces de BV de tous les sites à information incomplète ou pas forcément cohérente entre les 2 sources d'information disponibles (tâche conséquente et non prévue dans leur plan de charge contractuel). Ils ont donc procédé à une requête complémentaire permettant à moindre coût de compléter certains champs vides en retrouvant quelques analyses de surfaces intégrées dont ils avaient pu avoir besoin par le passé. Mais il était exclu, dans les délais tendus imposés pour la participation nationale à l'exercice d'intercalibration TGCE, de procéder à de nouvelles délimitations des surfaces par modélisation rigoureuse sous SIG.

Nous avons donc eu recours à quelques requêtes complémentaires (via le nom du cours d'eau, l'altitude de la station, ses coordonnées géographiques) pour repérer toutes les stations de réseaux disponibles dans le domaine des Très Grands Cours d'Eau et ayant fait l'objet d'une codification Sandre, ainsi que leur agencement respectif amont-aval.

Un post-traitement de ces données a ensuite été réalisé, sur la base de ces 2 référentiels et, chaque fois que possible, sur la base d'informations complémentaires d'autres supports (fiches-stations SANDRE, informations collectées sur des sites hydrométriques utilisés en modélisation quantitative des débits), pour stabiliser ces informations de surfaces cumulées, pour incorporer les données de débit modulair annuel et compléter certains autres manques (ex : N° de masse d'eau...), pour corriger certaines erreurs (par exemple, les surfaces de certains grands cours d'eau inter-frontaliers donnés dans la base, comme le Rhin et le Rhône, n'étaient pas cumulés depuis la source mais depuis l'entrée du cours d'eau sur le territoire Français). Les surfaces finalement stabilisées puis utilisées dans ce rapport et dans les jeux de données nationaux envoyés au GIG VLR comportent une petite part d'expertise. En effet, une petite proportion d'entre elles a été donnée par estimation approchée, en veillant à bien respecter l'agencement des surfaces en fonction de la disposition respective amont-aval des sites situés sur un même linéaire de cours d'eau, et en tenant compte de l'emplacement précis des confluences avec des affluents apportant une contribution significative de surface cumulée.

b) Données biologiques (relevés diatomiques) :

L'objectif des 2 chantiers en cours est la révision et la validation européenne d'un système national d'**évaluation diatomique** des très grands cours d'eau. La première nécessité pour incorporer des sites utilisables dans cet objectif est donc la disponibilité sur la station de relevés diatomiques jugés valides. C'est à cette condition que des requêtes et travaux de post-traitement de données abiotiques de qualité d'eau (3^{ème} étape de cette sélection) auront une utilité.

Par rapport à sa formulation initiale datant de 1996 (normalisée AFNOR 2000), l'IBD a subi une évolution interne notable en vue de la révision de la norme AFNOR NF T 90-354, qui est intervenue début 2007.

Dans l'utilisation plus ancienne de l'IBD, cet indice faisait recours à seulement 209 profils d'espèces constitutives, dont 173 espèces vraies et 36 espèces appariées. A partir de 2007, l'indice a fait appel à 834 profils de taxons vrais et à des profils de taxons altérés pour chaque frustule dont l'observation révélait des déformations tératologiques, le but étant d'altérer la note en cas de déformations (suspicion de pollution toxique lorsque le dénombrement de ces formes dépasse le faible pourcentage pouvant être observé en conditions naturelles). Même si les 2 versions d'indice ne conduisent pas à des différences importantes de diagnostic, il s'ensuit une certaine rupture de continuité et de comparabilité, déjà dans l'identification des inventaires diatomiques (le guide d'identification attaché à la méthode ayant changé à cette même époque...), puis dans le calcul de l'indice (pas la même assise de taxons contributifs, raffinement d'affectation des profils de qualité existants).

Il a donc été décidé de ne prendre en compte, pour la révision du dispositif d'évaluation TGCE, que les inventaires diatomiques collectés et identifiés **à partir de 2007** dans les différents réseaux nationaux accessibles (RCS, RRef, RCO). A noter que **les plus récents inventaires diatomiques** présents dans la base de données Pandore couvrent **l'année 2013 complète**.

Sur cette base, le gisement de sites TGCE possédant au moins un relevé diatomique *a priori* utilisable dans la période précitée, sous réserve de bonne disponibilité des données physico-chimiques correspondantes, s'établissait à **154 sites de plus de 8 000 km²** (dont **122 sites de plus de 10 000 km²** susceptibles d'être retenus dans le jeu France pour l'exercice européen d'intercalibration VLRs).

c) Données de qualité d'eau (physico-chimie et macro-éléments) :

Durant l'été 2015, le GIG « Very Large Rivers » a sollicité dans les meilleurs délais l'envoi des jeux de données nationaux, qui étaient à fournir sous une forme spécifique précisée dans un template (fichier-modèle), à respecter strictement par chaque Etat-Membre participant afin d'assurer la comparabilité de l'exercice.

Il a donc été nécessaire de s'assurer de la correspondance possible entre les relevés diatomiques TGCE extraits de la base Pandore et l'existence d'opérations de contrôle permettant de calculer des **moyennes annuelles** des conditions physico-chimiques et chimiques à ce site et pour ce relevé. Cette façon de faire est probablement perfectible pour le compartiment des diatomées benthiques, dont le relevé biologique est sous influence de 2 à 3 mois de chimie saisonnière intégrée, et en aucun cas sous influence d'une chimie moyenne annuelle. Néanmoins nous avons respecté ce principe de post-traitement des données pour rester homogènes avec les autres pays participants.

Un problème rencontré à ce niveau est un retard de 2 ans entre le rapatriement des données biologiques (dont diatomiques) utilisables pour ce travail sur l'évaluation des TGCE et le rapatriement des données de qualité des eaux correspondantes, qui à cette date couvrent de l'année 2007 à 2011 incluse.

Dans le contexte d'urgence de la demande des données nationales par le GIG, nous avons cherché à donner une réponse opérationnelle dans les meilleurs délais en requêtant rapidement les données de physico-chimie disponibles de 2007 à fin 2011 sur les sites où existaient des relevés diatomiques.

Le principe de requête visait à lier les inventaires diatomiques et les Opécont-Chimie sur la base du créneau temporel indiqué en début de Figure 1. Il était tenu compte de toutes les Opécont-Chimie réalisées dans l'année précédant la date d'inventaire diatomique, ainsi que de celles intervenant moins de 2 semaines après. Dans les conditions hydrologiques stabilisées correspondant le plus souvent aux conditions de prélèvement diatomique en étiage estival, vu que peu de relevés de chimie incluaient la longue liste d'analytes demandés par le GIG, un relevé de chimie complet intervenu moins de 15 jours après la réalisation du prélèvement diatomique a de fortes chances d'aussi bien, voire de mieux représenter les conditions *in situ* que des prélèvements plus éloignés dans le temps et faits à des saisons diverses (de hautes eaux hivernales à des basses eaux estivales).

Nous avons réalisé, au moment de la fusion des données, qu'il aurait fallu requêter aussi le 2^{ème} semestre 2006 pour assurer rigoureusement le regroupement chimie-biologie 2007 tel qu'indiqué. Le contexte du moment était trop tendu pour retarder la fourniture des jeux de données nationaux. Aussi, les données de chimie 2006 étant disponibles et requêtables, ce problème sera corrigé en 2016.

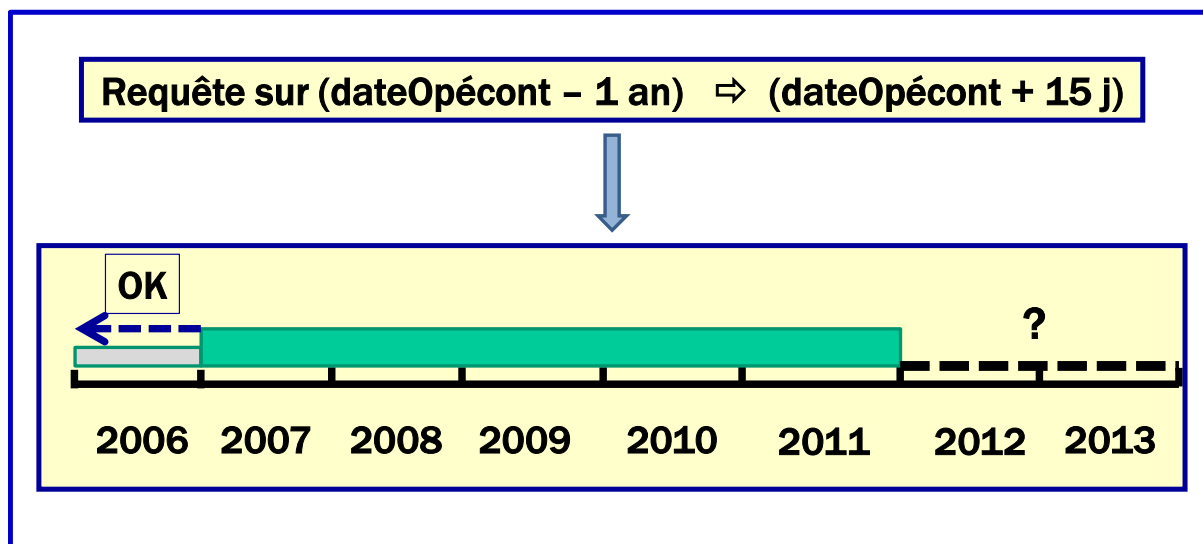


Figure 1 : Mise en relation entre relevés diatomiques TGCE et données abiotiques de chimie

Le principal problème qui subsiste encore au niveau des données nationales concerne la non-disponibilité actuelle des données abiotiques 2012-2013 dans Pandore (les données biologiques correspondantes étant disponibles). Pandore ayant été implémentée de façon transitoire dans l'attente du bon fonctionnement du SIE, personne n'est semblé-t-il chargé de cette complétion puisque, dans un délai de court à moyen-terme mais probablement trop tard pour la présente étude, ces données devraient devenir directement requêtables dans le SIE.

Quoi qu'il en soit, le requêtage tel qu'illustré en vert dans le bas de la Figure 1 a conduit au rapatriement de 7 700 Opécont-Chimie dans l'objectif de renseigner, sur les 154 stations de TGCE présélectionnées, les données de chimie de 645 relevés diatomiques existants sur la période.

Pour l'établissement de moyennes annuelles, ce nombre d'Opécont-Chimie paraît important (plus d'un facteur 10 par rapport aux prélèvements biologiques). Toutefois, il faut savoir que d'une part, les marchés de physico-chimie et les marchés de chimie de l'eau avec analyses de laboratoire sont souvent découplés.

Cela conduit donc dans ce cas à un dédoublement des Opécont-Chimie (passage sur le site pas forcément par le même opérateur et souvent pas à la même date).

De plus, pour des raisons de maîtrise des coûts, la chimie demandée n'est « complète » qu'à de rares dates (hydrochimie géochimique + nutriments), et seulement partielle à d'autres dates (nutriments seulement).

La chimie complète n'intervient donc que 4 fois par an dans le meilleur des cas, que 2 fois par an pour d'autres sites. Il en résulte que, même sur le principe d'une moyenne annuelle, l'assise de qualité des eaux liée à la géologie (ex : Ca⁺⁺, HCO₃⁻, TAC etc...) est au final assez peu documentée chaque année. De plus, elle peut souffrir d'un certain défaut de représentativité des conditions précises liées à un échantillonnage biologique donné, du fait de la variabilité saisonnière des débits et de la charge ionique naturelle des eaux qui découle de l'adoption d'une moyenne annuelle.

2.2 *Post-traitement et complétion des données abiotiques :*

Cette phase réalisée entre Septembre et Octobre 2015 a visé à attacher au maximum de relevés diatomiques disponibles des données de chimie correspondantes afin :

- de permettre une bonne description des données abiotiques en correspondance avec les inventaires diatomiques TGCE,
- de pouvoir envoyer des jeux de données nationaux sélectionnés au GIG « VLRs », dont la description des paramètres d'accompagnement (du site ou du relevé selon le cas) soit conforme aux templates d'accompagnement à fournir,
- plus largement, de pouvoir procéder à l'étude de relations paramètres abiotiques-flore, ou de relations pression-impact entre niveau de nutriments et réponse de notre système d'évaluation diatomique national (utilisant l'IBD et des EQRs par grand ensemble naturel homogène).

Cette tâche **générale au référentiel de valeurs de chimie** a consisté en 2 opérations successives :

a) *Gestion du problème de l'absence de donnée numérique réelle :*

Dans les bases de bassins et par contrecoup dans Pandore, 3 colonnes se réfèrent au même paramètre analytique à une date donnée : une colonne contient une valeur du paramètre, une autre un code-remarque permettant d'interpréter le résultat de cette valeur, qui n'a pas toujours le même statut malgré qu'elle se place dans la même colonne. Il peut s'agir soit d'une valeur quantifiée obtenue par analyse, soit du seuil de détection d'une méthode analytique (SD non atteint), soit du seuil de quantification d'une méthode analytique (SQ non atteint). Enfin, une troisième colonne donne l'unité d'expression du paramètre.

Ce système est défectueux car il faut se référer au contenu de 3 colonnes différentes, pas toujours renseignées complètement selon les bassins, les époques et l'opérateur de marché Public, pour savoir quel statut donner à la valeur numérique de la première d'entre elles.

Dans le cas favorable où l'unité d'expression du paramètre a été correctement renseignée, ce qui n'est pas toujours le cas, certaines valeurs de la même colonne sont de **vrais résultats quantifiés d'analyse**, d'autres des valeurs de **seuils analytiques non atteints**, qu'il faut ensuite impérativement post-traiter pour pouvoir ensuite calculer des variables statistiques (moyenne, médiane, quartiles...) concernant ce paramètre.

L'origine de ce principe de conception discutable des bases de bassins, et par contrecoup de Pandore, vient peut-être du souci qui a prévalu un moment donné d'économiser la place et le volume de dimensionnement informatique des bases de données.

Ce souci n'est plus une vraie contrainte depuis 15 à 20 ans mais l'inconvénient lié à cette structure, qui est restée figée depuis cette époque, est qu'à chaque nouvelle requête visant à utiliser les valeurs numériques de paramètres, il faut refaire de A à Z un post-traitement de données affectant une valeur numérique réelle et basse à toutes les cellules ou le résultat analytique était inférieur à un seuil (de détection, de quantification selon le cas). A noter que cette tâche est difficilement automatisable sans expertise et analyse des combinaisons de champs vides.

Ici, la première pratique a consisté, par des tris successifs sur les colonnes et les valeurs dans les cellules, à expertiser et vérifier la vraisemblance des données au même site ou pouvaient manquer unité et/ou code-remarque, et à compléter ce qui logiquement pouvait l'être.

Ensuite, Lorsqu'un seuil de détection ou un seuil de quantification n'était pas atteint (code-remarque adéquat et explicitement renseigné), il était affecté une valeur numérique faible, égale en général à 1/3 du SD ou du SQ attaché à la donnée pour la plupart des paramètres hydrochimiques naturels ou d'anthropisation, et ramenée à 1/2 du SD ou du SQ pour quelques paramètres ou cette pratique est apparue plus convenable pour le respect du gradient des basses valeurs. successives :

b) Réalisation de l'agrégation des données disponibles en moyennes annuelles :

Rappelons qu'une agrégation des données de chimie en moyenne annuelle est une demande européenne du GIG en application de documents-guides Ecostat. Donc, même si sa pertinence peut paraître discutable pour le maillon des diatomées benthiques, il convient de la respecter. Cette demande s'inscrit en cohérence avec une autre demande du GIG qui, afin d'étayer l'assise et la capacité diagnostique du système national d'évaluation soumis à l'intercalibration, vise à devoir montrer, à la charge des Etats-Membres, l'expression de relations pression-impact entre maillon biologique et certains nutriments (P Tot, PO₄, NTD etc...) traités en moyenne annuelle.

Il a donc été réalisé l'**agrégation des résultats d'Opécont-Chimie disponibles en moyennes annuelles**, selon la méthode d'application du pas de temps décrite en Figure 1.

Suite aux 2 séries d'opérations qui précèdent, la quasi-totalité des descripteurs de nutriments pour lesquels il existait de la chimie (hors années 2012 et 2013, ou les données sont complètement absentes) ont pu être renseignés de façon satisfaisante sous forme de moyennes annuelles. Par contre, il subsistait pas mal de manques pour des données hydrochimiques naturelles sous influence dominante du substrat géologique, en raison du faible nombre d'analyses complètes réalisées par an et de leur portée éventuellement différente selon le bassin hydrographique et le Marché Public.

2.3 Post-traitement et complétion spécifique des données hydrochimiques :

En vue de réaliser les exercices d'intercalibration par types hydrochimiques cohérents, le GIG « VLRs » a sollicité des données hydrochimiques naturelles attachées à chaque relevé et nous a demandé d'affecter chaque site suivi dans un des 2 types hydrochimiques suivants :

-Type R-L1 : cours d'eau de faible alcalinité (<0,5 meq CaCO₃ /l)

-Type R-L2 : cours d'eau alcalins (>0,5 meq CaCO₃ /l)

En France, l'alcalinité totale n'est pas un paramètre analytique fourni classiquement dans les résultats analytiques. De plus, même en utilisant les quelques analyses d'eau complètes effectuées, son calcul est impossible à reconstituer faute de dosage des ions hydroxydes.

Le paramètre analytique réalisé en France et le plus facile à rapprocher de l'alcalinité totale, moyennant la conversion nécessaire, est le TAC (Titre Alcalimétrique Complet) exprimé en degrés français. Le TAC est obtenu en mesurant le caractère alcalin de l'eau par titration avec de l'HCl jusqu'au virage acide des colorants hélianthine ou vert de bromocrésol (qui se produit dans la zone proche du pH 3,2).

Pour pouvoir calculer un TAC moyen par site d'observation, condition nécessaire pour pouvoir approcher la valeur d'alcalinité demandée et affecter le site dans le bon type hydrochimique du GIG, il a fallu compléter de façon très importante les valeurs de TAC pour chaque relevé diatomique unitaire obtenu à un site, puis calculer ensuite le TAC moyen du site afin de pouvoir ensuite le situer dans la bonne typologie hydrochimique de l'exercice d'intercalibration.

Dans le jeu de données chimiques extrait, pour mémoire, seulement **1 279 valeurs de TAC** ont été quantifiées sur les **7 772 Opécont-Chimie requêtées**, ce qui est très peu. En utilisant les données unitaires ou moyennées d'analyse de TAC disponibles en relation avec les relevés sélectionnés, seulement **255 relevés sur 645** ont pu être renseignés

Face à toutes ces données de TAC manquantes, il a fallu, en se basant sur les valeurs d'autres paramètres analytiques qui lui sont relativement bien corrélés, produire une estimation approchée du TAC par modélisation (utilisation de régressions linéaires).

L'objectif principal de cette phase de travail était d'établir des relations solides entre les résultats analytiques de divers paramètres dans l'optique de la **reconstitution de données manquantes**, pas de représenter l'état moyen du site dans un créneau temporel. L'hydrochimie d'une eau s'établissant dans un certain équilibre entre formes ioniques à une date donnée, il faut préciser que, bien que plusieurs données de paramètres unitaires de l'eau (carbonates, calcium etc...) obtenues à des dates diverses aient pu être disponibles, **il a été privilégié le ou les doublets de données obtenus à la même date pour établir ces régressions**. La donnée la plus globalisante (TAC) étant la moins souvent disponible et étant l'objectif principal de ces reconstitutions de données, dans l'optique d'approcher l'alcalinité totale demandée par le GIG, nous nous sommes calés sur les dates où elle était analysée pour établir les relations avec les autres descripteurs hydrochimiques de l'eau analysés à la même date

a) Régression TAC / carbonates totaux :

La concentration de l'eau en carbonates totaux ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$), qui contribue fortement à la charge alcaline des eaux naturelles, permet en général d'approcher très correctement les valeurs de TAC.

La relation présentée en Figure 2 met en relation les valeurs de carbonates totaux et les valeurs de TAC obtenues sur des eaux prélevées au même lieu à la même date en association à un relevé biologique donné. Lorsque le TAC n'était analysé qu'une fois, les valeurs correspondantes des paramètres de la même analyse d'eau (ici, HCO_3^- et CO_3^{2-}) ont été utilisées pour cette relation et sommées en concentrations équivalentes de CO_3^{2-} . Lorsque 2 résultats ou plus de résultats de TAC étaient disponibles, il était procédé à la réalisation de moyennes sur le TAC et sur les carbonates totaux avec exactement la même assise de dates.

C'est avec cette façon de faire que les données existantes peuvent être reliées entre elles avec la meilleure qualité de relation. Et logiquement, la relation obtenue ainsi est certainement la plus fiable pour la reconstitution d'une donnée manquante d'un doublet avec l'autre composante du doublet à la même date.

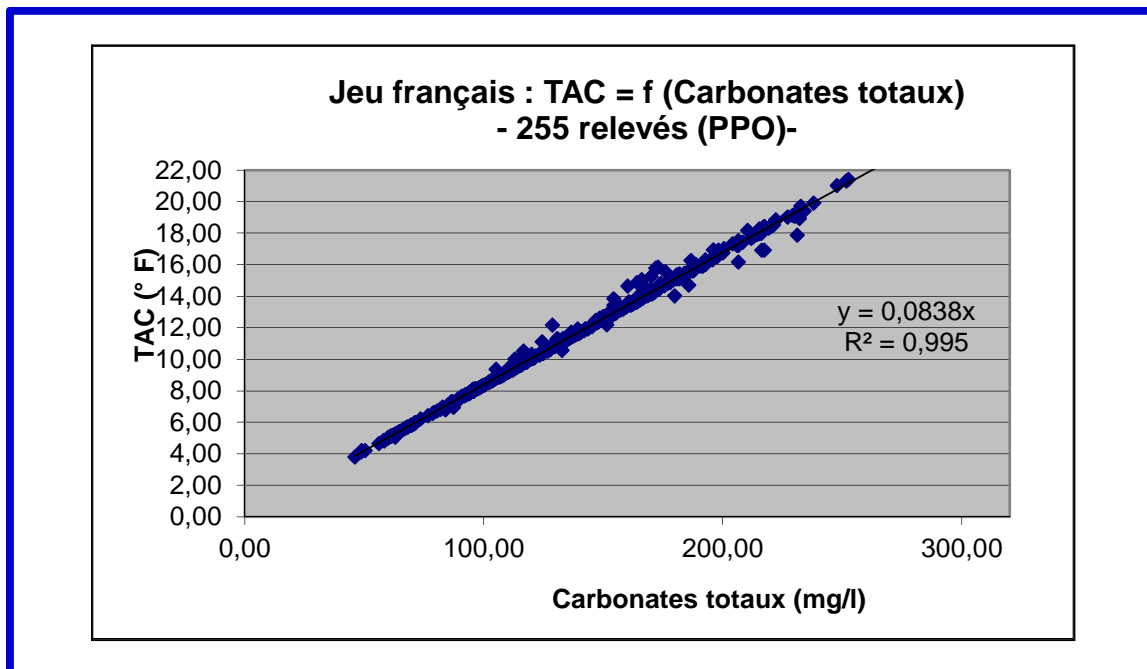


Figure 2 : Régression linéaire TAC /Carbonates totaux (255 doublets de données existantes)

Avec cette méthodologie d'association de données analytiques sur la même assise de date(s) de prélèvement, on obtient un excellent ajustement linéaire et un excellent coefficient de détermination entre ces 2 paramètres, sans aucun enlèvement d'outlier.

La **Figure 3** en page suivante illustre, par extension, la même relation après incorporation des données manquantes selon l'ajustement linéaire obtenu précédemment :

$$y = 0,0838 x$$

Sur la base des 255 doublets de données disponibles et grâce à la très bonne qualité de la régression qui en a résulté, les données de TAC attachées à des relevés diatomiques individuels ont ainsi pu être complétées dans un nombre très substantiel de cas, permettant presque un doublement du nombre de relevés renseignés sur ce paramètre . Cette complétion a pu intervenir dans les 2 sens :

- dans de rares cas, expertise et/ou complétion des données de carbonates à partir d'une titration de TAC faite à la même date (complétion de 18 relevés).
- reconstitution de données de TAC manquantes à partir de données de carbonates existantes, qui était de loin le cas le plus fréquent (complétion de 207 relevés).

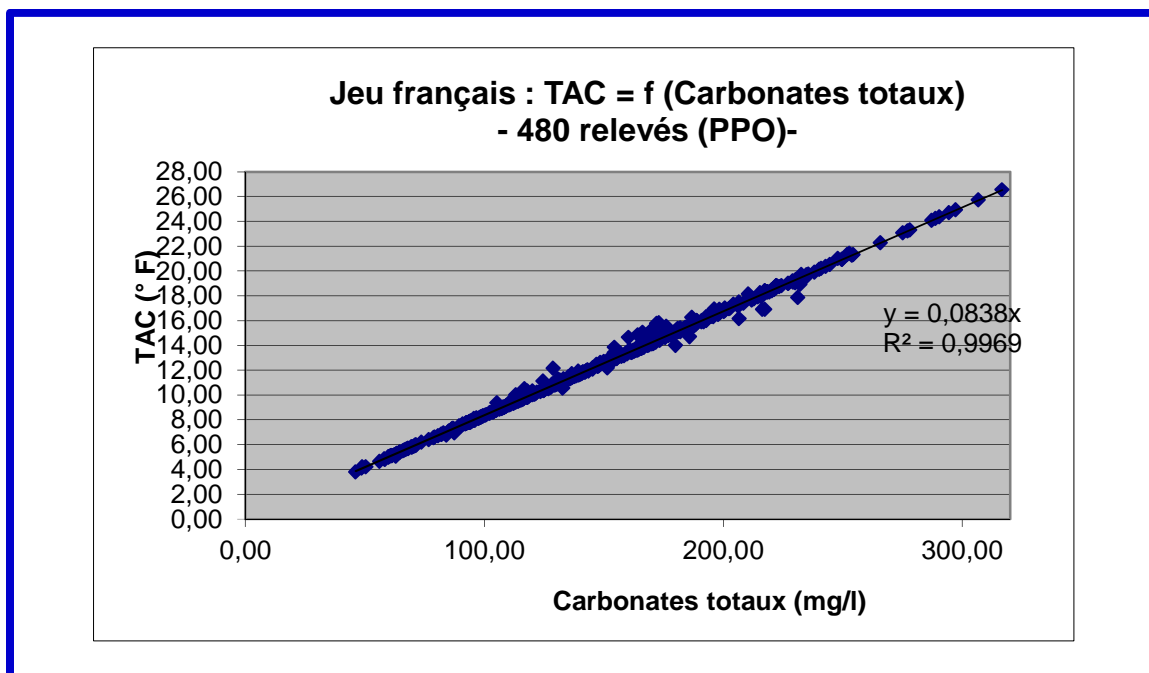


Figure 3 : Reconstitution de données manquantes à l'aide de la régression TAC /Carbonates totaux

Au bilan, cette étude de régression entre Carbonates totaux et TAC basée sur **255** doublets de données analytiques réelles a déjà permis presque un doublement des données de chimie complètes (**225** autres relevés ont pu être complétés de cette façon), portant à **480** le nombre de relevés avec données complètes et rendant possible la classification de ces relevés diatomiques selon les types hydrochimiques définis par le GIG.

b) Régression TAC / Ca⁺⁺ :

Le TAC est souvent un paramètre assez bien relié à la quantité de cations Ca⁺⁺ ou (Ca⁺⁺ + Mg⁺⁺), rendant a priori intéressant l'examen de cette relation.

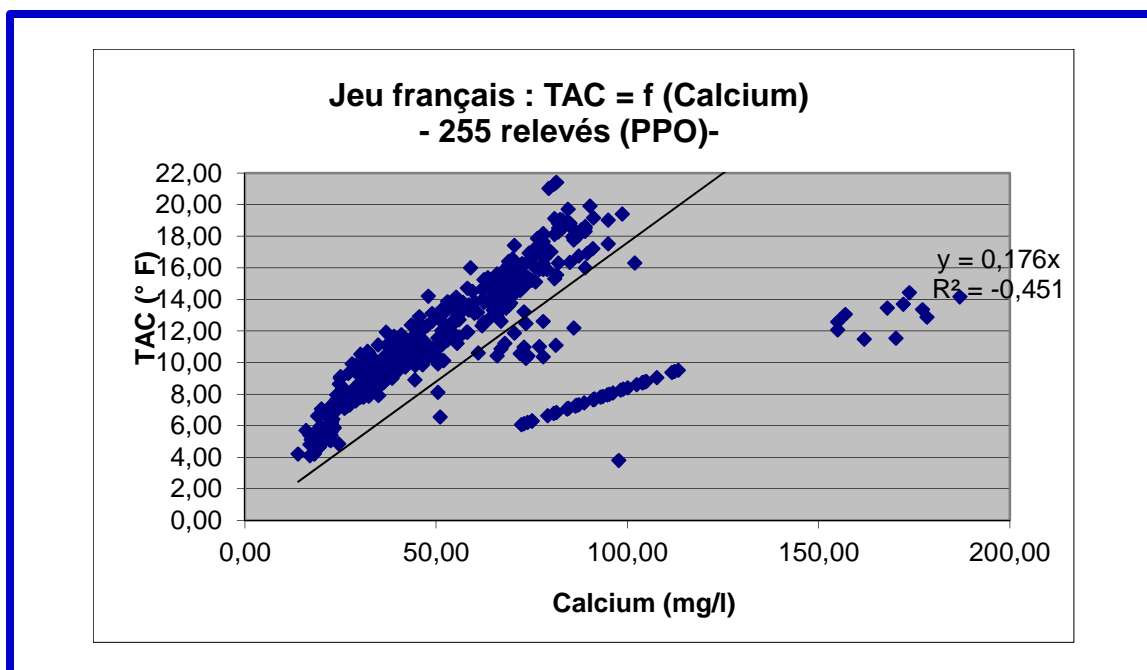


Figure 4 : Relation entre calcium et TAC (255 doublets de données existantes)

Son résultat en est donc illustré à titre indicatif dans la **Figure 4** en page précédente. Il s'est trouvé que cette relation ne pouvait permettre de compléter qu'une petite dizaine de données manquantes de TAC. Or on voit bien que le jeu de données national englobe plusieurs types de relations hydrochimiques dont 2 très différentes et une intermédiaire, selon les caractéristiques géologiques et géochimiques des bassins versants.

En dehors du nuage principal qui concerne une très nette majorité des sites Français surtout concernés par le gradient carbonaté « normal », il a ainsi été possible de repérer des sites ou cours d'eau à particularités hydrochimiques :

- 2 points exceptionnels tout en haut à droite (Saône à St Symphorien d'Annelles, à alcalinité exceptionnellement forte par rapport à la teneur en Ca^{++} . Ce site est probablement sous l'influence d'un déversement de substances chimiques basiques issues de l'industrie (NaOH, KOH ...), en ce point situé quelques kms à l'amont de l'entrée dans la communauté de communes du grand Lyon, mais sous l'influence de plusieurs villes relativement importantes (Chalon, Mâcon, Tournus, Villefranche-sur-Saône) situées à son amont ;
- 1 nuage à positionnement particulier en bas à droite (Moselle). Là, le TAC est plutôt modéré par rapport à la teneur en calcium, mais nous sommes en présence d'eaux très minéralisées chargées en chlorure, en sodium et en sulfates, ce qui correspond à une typologie très particulière ;
- 1 alignement Seine-Marne-Oise à faible TAC par rapport à la charge en calcium, qui s'aligne avec le cas précédent de la Moselle
- Et entre les 2 alignements principaux précités, des rivières arrivant de zones montagneuses peu à modérément carbonatées (valeurs de TAC plus basses que pour le nuage principal) qui correspondent à la Dordogne et à l'Isère.

En raison du faible enjeu, il n'a pas été tenté d'isoler les groupes de relevés afin d'obtenir 3 régressions plus pures correspondant à des groupes de cours d'eau plus comparables dans leur équilibre hydrochimique. C'était bien sûr faisable et aurait certainement permis un gain d'ajustement des régressions résultantes, mais aurait été trop faiblement valorisé vu le peu de points qui auraient pu être complétés sur la base du raffinement de cette mise en relation (soit seulement une petite dizaine).

Cette étude de régression a cependant donné l'occasion intéressante de bien repérer et se remettre en tête les spécificités et les regroupements hydrochimiques possibles de nos TGCE Français sur le plan naturel, en fonction de l'influence hydrochimique qui découle des caractéristiques géologiques et pédologiques de leurs bassins versants. Cette visualisation des données aide à mettre en relief certaines différences typologiques naturelles dans notre ensemble national de très grands cours d'eau, ce qui constitue une trame de fond intéressante dans le cadre de l'étude 2016-2017 visant à étudier et à proposer un nouveau système national d'évaluation de nos TGCE.

c) Régression TAC / (Cond. El. * pH) :

L'idée de cette agrégation de paramètres sous forme d'un produit est venue du fait que le résultat de leur combinaison est pertinent pour rendre compte d'une gradation sur le plan de l'alcalinité de l'eau.

La conductivité électrique est fortement fonction de la charge ionique de l'eau. Toutefois, même si, dans les conditions naturelles des milieux aquatiques d'eau douce, les plus fortes conductivités sont le plus souvent liées à des conditions hydrochimiques plutôt alcalines (substrats géologiques calco-magnésiens) sous influence d'ions hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes, ce peut ne pas être toujours le cas. Certaines sources thermales avec forte charge ionique peuvent être acides et réductrices (cas des sources d'origine tellurique à basses valeurs de redox, en liaison avec l'émergence de cations acides (H_3O^+), de sulfures...). Dans un contexte plus anthropisé, des eaux chargées d'acides émanant par exemple d'industries chimiques peuvent aussi être dotées d'une conductivité électrique moyenne à forte tout en étant très acides (s'accompagnant de valeurs basses de pH dans ce cas). Cette dernière situation est néanmoins en voie de raréfaction et ne peut pas rester chronique du fait de la réglementation actuelle sur les pollutions ponctuelles et industrielles.

Pour le pH, la liaison des hautes valeurs avec la présence d'espèces chimiques alcalinisantes (ions hydrogénocarbonates et carbonates, ions hydroxydes) est fréquente mais pas absolue.

En effet, dans des eaux peu minéralisées, le pH est très facilement variable du fait du faible pouvoir-tampon des eaux, pouvant facilement passer d'une valeur acide en cas de présence d'une quantité modeste d'ions acides à une valeur montant rapidement et fortement jusqu'à des valeurs élevées, en liaison par exemple avec la photosynthèse et une sursaturation de l'eau en O_2 .

Par contre, en conditions fortement minéralisées (conductivités électriques moyennes à fortes), l'expression d'un pH au-dessus de la neutralité voire basique va plutôt traduire les caractéristiques hydrochimiques alcalinisantes qui siègent dans la colonne d'eau.

Le produit de ces 2 paramètres a donc du sens pour établir un proxy de l'alcalinité de l'eau car l'indication de la valeur de pH, assez versatile dans les conditions peu minéralisées avec une forte influence confondante de la photosynthèse, se trouve fortement confortée en cas de forte conductivité, que ce pH soit dans le domaine acide ou au contraire dans le domaine basique.

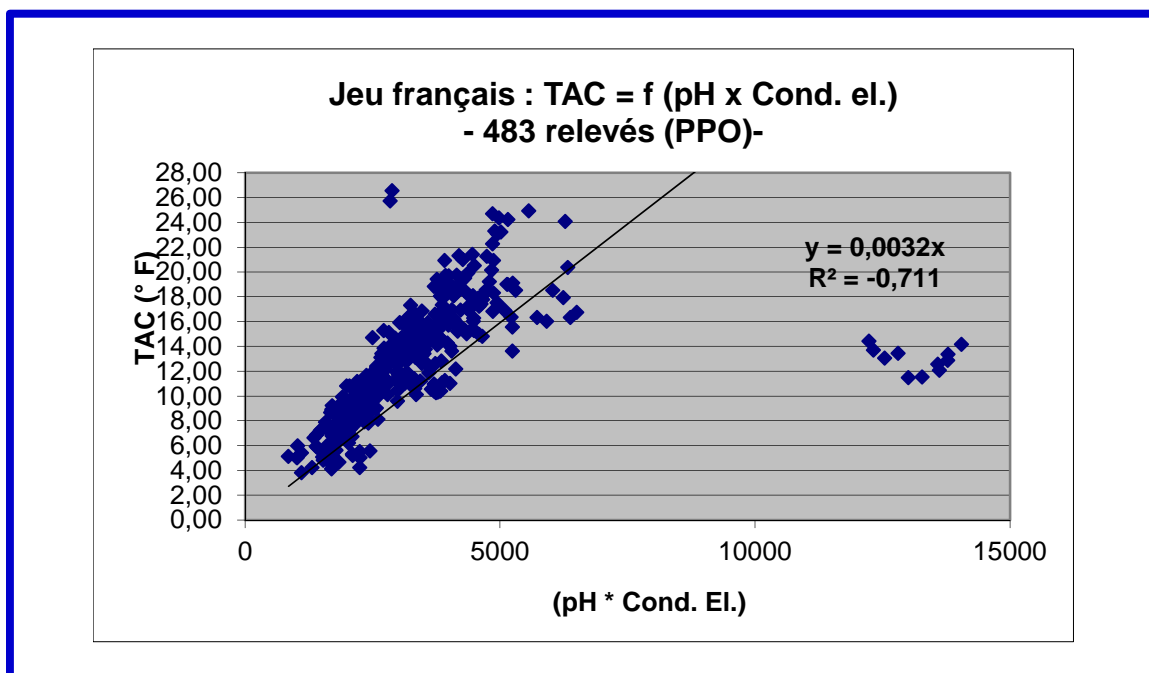
La combinaison de ces 2 variables complémentaires (l'une indiquant un positionnement entre domaine acide – domaine basique et l'autre rendant surtout compte d'un degré de minéralisation de l'eau) sous forme d'un produit rend donc mieux compte que ces variables isolées du type d'hydrochimie géochimique auquel appartient une eau.

Ces paramètres pH et conductivité électrique étant disponibles à plusieurs reprises en couplage avec **tous** les relevés diatomiques, il a donc été jugé intéressant de tester leur combinaison dans le but de compléter le maximum de valeurs de TAC encore manquantes.

La mise en relation brute entre (pH x Cond. El.) et TAC à partir des valeurs disponibles en doublet sur 483 relevés a permis l'expression de la relation présentée en **Figure 5** page suivante.

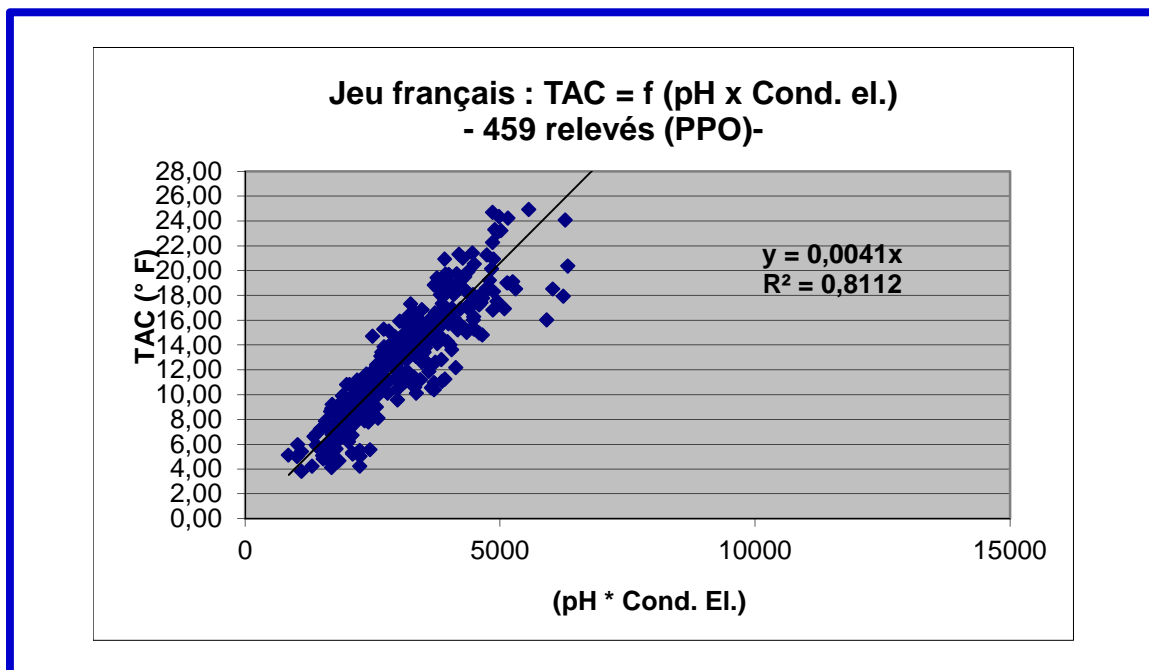
Sur ce premier essai, il est patent qu'une relation à validité presque générale ressort, mais que 2 groupes d'exceptions typologiques, très éloignés de l'ajustement dominant pour les TGCE Français, mettent à mal le R^2 (valeur négative, dénuée de significativité, alors que la relation entre les 2 descripteurs est positive et semble être chargée de sens).

Comme un nombre encore assez conséquent de valeurs de TAC (au moins une cinquantaine) manquent encore et gagneraient à être complétées autant que possible, sous réserve de l'existence de données de chimie correspondantes, il a été décidé de tenter de mieux spécifier la relation en sortant les exceptions typologiques et en repérant bien sur quelles rivières s'applique un ajustement linéaire différent.



**Figure 5 : Régression linéaire tout-venant entre (pH * Cond. El.) et TAC
(sur 483 doublets de données existantes)**

En enlevant les 24 relevés les plus éloignés de l'ajustement principal, soit environ 5 % correspondant à des typologies hydrochimiques sensiblement différentes, la relation principale est déjà fortement confortée (voir **Figure 6**), avec une augmentation sensible de la pente de la relation et un R^2 que l'on peut qualifier de satisfaisant (0,81).



**Figure 6 : Régression linéaire entre (pH * Cond. El.) et TAC
(sur une sélection de 459 doublets de données existantes)**

Ces 26 relevés concernent des rivières franchement décalées par leurs relations hydrochimiques qui, le cas échéant, seront à traiter à part pour compléter les données de TAC. Il s'agit de :

- 1) 14 relevés correspondant à une typologie très spécifique (rivières salées), qui concerne la Moselle (11 relevés) et la Saône à Seurre (3 relevés), au début de son parcours de TGCE. Il s'agit du paquet de relevés qui, dans la **Figure 5**, se situait complètement en bas à droite du nuage général ;
- 2) le Rhin à Lauterbourg (2 relevés aux valeurs les plus élevées de TAC, qui avoisinent ou dépassent 26 Degrés Français) ;
- 3) la Durance à Vinon (3), l'Isère à Tullins et St Gervais (5 relevés / 12) charge minérale importante mais TAC relativement faible.

Pour consolider encore la relation du nuage principal de points, ce qui est l'objectif pour la reconstitution de données manquantes appartenant au nuage principal, il a été essayé de supprimer encore quelques points les plus en marge de cette relation. La plupart du temps, l'explication ne tient plus à une rivière se rattachant à une typologie spécifique, entièrement ou en un lieu, mais à une date ou un petit nombre de dates dans une série temporelle de relevés pour lesquelles, pour des raisons ayant essentiellement trait à l'hydrologie et à son influence sur des lois de dilution et d'équilibre, des relevés de certaines rivières se trouvent dans des valeurs de TAC plus faibles que ne le laisserait présager le rapport pH * Cond. El. Il a donc été procédé pas à pas à l'enlèvement de valeurs les plus décalées de la relation avec repérage des rivières concernées. 15 relevés supplémentaires les plus décalés de la relation, représentant un pourcentage de soit 3,25% de valeurs dites "outliers", ont donc encore été enlevées du jeu de données. La relation la plus consolidée pour la reconstitution de données de TAC s'établit désormais sur 444 doublets de données (voir Figure 7 ci-dessous).

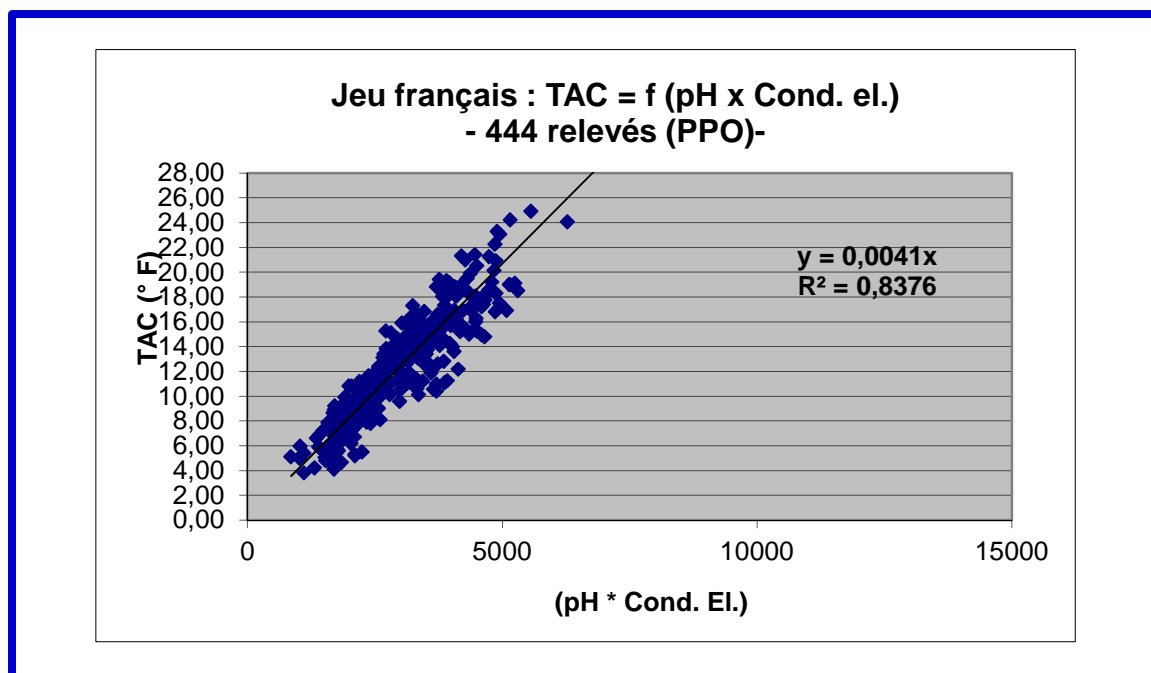


Figure 7 : Régression linéaire consolidée entre (pH * Cond. El.) et TAC (sur une sélection de 444 doublets de données existantes)

Les 15 relevés "outliers" les plus décalés de la relation, concernaient notamment :

- la Vilaine à St Dolay,
- l'Oise à Compiègne,
- la Garonne à Port Ste Marie, etc...

Au total, que la raison ait pour origine un cours d'eau en exception typologique géochimique, ou une hydrologie un peu exceptionnelle conduisant à une valeur moyenne annuelle un peu atypique pour le cours d'eau en ce lieu, les valeurs de 39 relevés sortant de la typologie dominante, soit environ 8% de relevés, ont été sortis de l'assise de cette régression.

Cette loi de régression convient pour la reconstitution de valeurs de TAC sur la plupart des cours d'eau de France, hormis les quelques rivières ou sites spécifiques sur les rivières précitées (Moselle, Saône à Seurre, Rhin à Lauterbourg, Durance à Vinon et Isère dans le secteur de Tullins-St Gervais). Pour ces cours d'eau et sites spécifiques, il vaut mieux se référer aux autres données obtenues sur ce cours d'eau à ce site pour reconstituer une donnée manquante, la régression donnée en Figure 7 n'y étant pas convenable.

Après ré-inclusion des 41 nouvelles données de TAC modélisées, le nuage complet de points obtenu présente la physionomie illustrée en Figure 8 ci-dessous. Elle peut se comparer directement au nuage initial de points présenté à la **Figure 5** page 15. Sauf pour 2 points à compléter, repérés en exceptions typologiques, les points rajoutés l'ont été selon la relation linéaire consolidée présentée en Figure 7 (R^2 proche de 0,84).

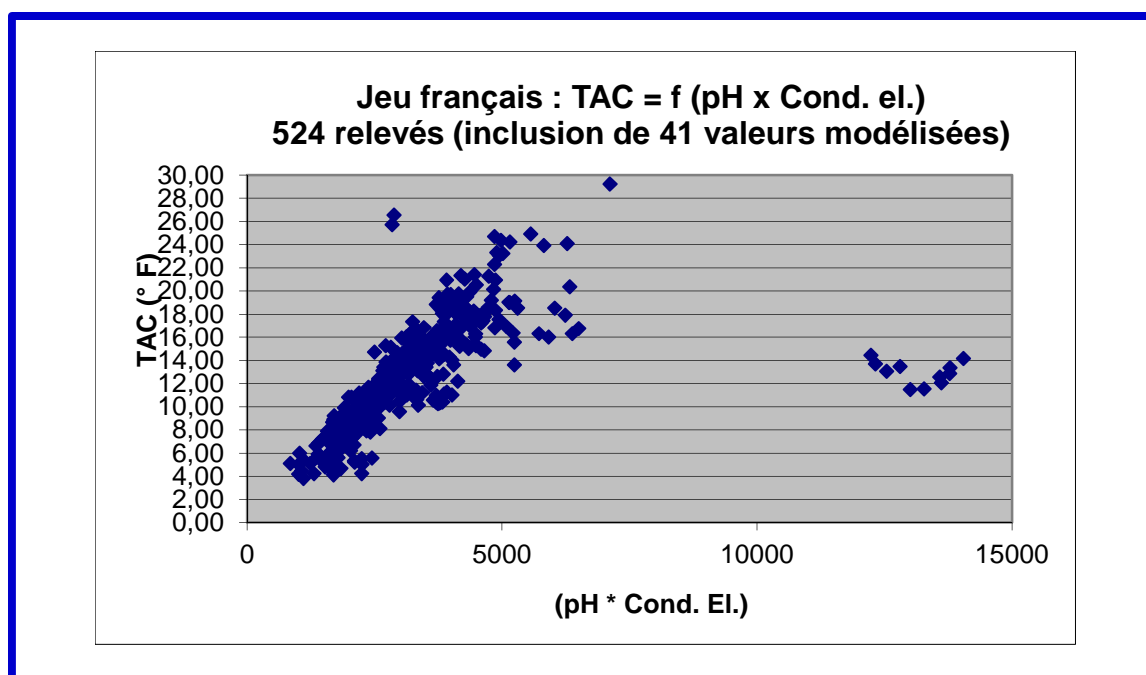


Figure 8 : Jeu de données complété sur la base de la relation [TAC = 0,0041 (pH * Cond.El)] (524 doublets de données)

Au bilan, donc, ces opérations ciblées de reconstitution de données de TAC manquantes ont permis de passer de 255 à 524 relevés renseignés pouvant aider à la classification de sites dans les 2 types de VLRs : 1) le **Type R-L1** : cours d'eau de faible alcalinité (<0,5 meq CO₃²⁻/l), et 2) le **Type R-L2** : cours d'eau alcalins (>0,5 meq CO₃²⁻/l).

A noter que :

- Cet effectif de 524 relevés inclut les cours d'eau de plus de 8 000 km² de bassin versant, qui serviront de base à l'étude et à la proposition du nouveau système national d'évaluation des TGCE. Parmi eux, les données envoyées au GIG seront une sélection regroupant uniquement des relevés prélevés sur des BV intégrés de plus de 10 000 km² ;
- Une seule rivière de plus de 10 000 km² à un seul site (Vilaine à St Dolay) entre dans la catégorie des très grands cours d'eau peu minéralisés telle que la définit le GIG.

Fait un peu surprenant, le principal problème actuel pour augmenter cette assise ne réside pas dans la non-disponibilité dans Pandore des relevés diatomiques 2012 et 2013, pourtant plus compliqués à déterminer et à valider mais disponibles depuis déjà au moins un an, mais dans la non-disponibilité des données de chimie à mettre en face des inventaires diatomiques. Dans l'état actuel de la base, il y aurait d'ores et déjà matière à augmenter cette assise nationale d'au moins 120 relevés biologiques en TGCE, ce qui serait tout-à-fait appréciable pour bien asseoir la mise au pont du système national d'évaluation dédié. Cependant, personne n'est plus en charge de la complétion de Pandore, dans l'attente d'entrée en effectivité du SIE qui subit en permanence des contretemps.

2.4 Calculs d'alcalinité au site :

Le GIG a requis des données moyennes d'alcalinité à la station d'observation de cours d'eau afin de classer correctement les sites et les relevés soumis à l'intercalibration vis-à-vis de la typologie européenne précitée.

La conversion entre TAC en degrés Français et meq/l de CO₃²⁻ a été obtenue de la façon suivante :

$$\text{Alcalinité totale (exprimée en meq/l de CO}_3^{2-}) = \text{TAC} / 10 \text{ (en Degrés Français)}$$

Si ce n'est pas forcément le cas lorsque l'on considère des très petits et petits cours d'eau issus d'un bassin versant à caractéristiques géologiques et hydrochimiques plus homogènes, le fait de considérer des très grands cours d'eau amène inévitablement à une origine plus composite des eaux intégrées à cette échelle, certains petits affluents venant de zones carbonatées augmentant rapidement l'alcalinité et le pouvoir-tampon d'eaux peu minéralisées provenant de contextes géologiques plus acides (par exemple, massif hercynien).

Dans ce contexte, très peu de nos cours d'eau à bassin versant intégré de plus de 8 000 km² peuvent être considérés comme de faible alcalinité totale (la Meuse et l'Allier en partie amont de son cours en TGCE se situent juste en limite de classe). Pour les besoins de l'intercalibration, un seul de plus de 10 000 km², la Vilaine à St Dolay, ressort au niveau national.

2.5 Bilan des données post-traitées, sélection du jeu national envoyé au GIG VLRs :

Le bilan des opérations effectuées en été-automne 2015 sur les données TGCE disponibles peut donc être résumé de la façon suivante :

- 1) **Extraction des relevés diatomiques disponibles dans la base de données nationales Pandore**, sur une base temporelle garantissant une certaine homogénéité de l'indice, du guide taxonomique et des relevés biologiques (période retenue : entre 2007 et 2013 inclus).

Résultats : **645 relevés** TGCE extraits selon un seuillage de surface minimale de BV de 8 000 km² (dont **525 relevés** sur un BV de plus de 10 000 km²).).

- 2) **Extraction et complétion des données informatives manquantes sur les sites concernés par ces relevés** (coordonnées géographiques, HER, type national, numéro de masse d'eau, QMNA5, surface intégrée à la station de réseau etc...)

Résultats : **154 sites TGCE** extraits selon un seuillage de surface minimale de BV de plus de 8 000 km², dont **120 sites de plus de 10 000 km²** répondant aux critères typologiques du GIG. Selon complétion ultérieure des données de chimie et sélection finale des relevés biologiques pour l'envoi du jeu de données national, **95 sites nationaux de plus de 10 000 km²** ont été retenus au final et envoyés pour la réalisation effective de l'exercice d'intercalibration.

- 3) **Extraction des Opécont-Chimie correspondant à :**

(date du relevé diatomique – 1 an) ⇔ (date du relevé diatomique + 15 jours)

Résultats : Extraction de **7772 Opécont-Chimie différentes** couvrant de 2007 à fin 2011 (les données 2012 et 2013 n'étant pas encore disponibles). Selon le cas, les Opécont-Chimie étaient complètes (assez rarement, incluant paramètres hydrochimiques naturels et nutriments), partielles (plus fréquentes, seulement nutriments), ou seulement physico-chimiques (souvent mensuelles, mesures in situ).

- 4) **Fusion / complétion des Opécont-Chimie** réalisées à la même date, résolution des problèmes des basses valeurs inférieures au seuil de quantification (SQ) ou au seuil de détection (SD), des problèmes d'unités, des problèmes de codes-remarques etc...).
- 5) **Calcul des moyennes annuelles**, à la demande du GIG, pour tous les paramètres ou c'était possible.

Résultats : Sur **645 relevés diatomiques disponibles** (BV > 8 000 km²), **523 relevés sur sites de plus de 8 000 km²** ont des données de chimie complètes ou qui ont pu être complétées, dont **433 relevés sur sites de plus de 10 000 km²**.

- 6) **Complétion des données naturelles de géochimie-hydrochimie manquantes** par relevé biologique, sur la base de modèles d'ajustement linéaire, puis intégration moyenne au site.

Résultats : passage de 255 à 524 relevés biologiques complétés sur le plan de l'hydrochimie naturelle. Il a en particulier été nécessaire de compléter les données de TAC par relevé biologique, qui ont servi à estimer l'alcalinité totale moyennée au site et à classer les sites dans les 2 types européens d'intercalibration, en fonction de l'alcalinité de l'eau.

- 7) **Sélection et envoi des jeux de données d'intercalibration TGCE au GIG VLRs.** Les données envoyées ont fait l'objet d'une sélection finale basée : 1) sur la complétion effective de toutes les données demandées dans le fichier-type (template) européen ; 2) en essayant de représenter le gradient maximum de situations écologiques à chaque site (lorsque possible, sélection de 3 relevés à un site, celui ayant obtenu la meilleure note d'indice, celui ayant obtenu la plus basse note d'indice et un relevé ayant obtenu une notation intermédiaire).

Dans la mesure où ce qui est inter-comparé et intercalibré avec l'étalon européen (ICM) sont des évaluations obtenues au relevé biologique grâce à une notation indicielle normée en EQRs par région naturelle, cette façon de sélectionner les données permet une meilleure représentation des gradients naturels et d'altération possibles à un même site selon l'année et le niveau spécifique des pressions anthropiques reliées au relevé biologique. L'important dans l'exercice n'est pas de se centrer sur la classification écologique du site et sa variabilité, ou sur son état moyen, mais sur l'aptitude du système national d'évaluation pour classer l'état écologique au relevé d'une façon comparable au système-étalon européen, si possible en toutes situations (hydrologiques, de pollution...). Cette façon de procéder pour la sélection finale des données est celle qui garantit un bon étalonnage de notre système national, car elle permet de s'appuyer sur un gradient de situations aussi étendu que possible.

Résultats : Il était inutile, et même gênant pour une réalisation équilibrée de l'exercice en inter-Pays-Membres, d'envoyer un nombre trop important de données. La sélection faite selon les principes décrits précédemment a permis, à partir des 433 relevés biologiques complets disponibles sur TGCE > 10 000 km², d'envoyer un jeu de données national de **221 relevés**.

Remarque : Indépendamment de la portée réduite de la sélection faite pour l'envoi de ce jeu de données national d'intercalibration, le travail d'extraction et de complétion de données réalisé au 2^{ème} semestre 2015 sera valorisé plus complètement sous divers aspects :

- Tous les relevés biologiques dotés des descripteurs chimiques complets sur cours d'eau de plus de 8 000 km² (523 relevés complets, dont 433 sur TGCE de plus de 10 000 km²) ont servi et serviront à préciser les relations pression-impact venant appuyer la bonne réponse de notre système national à diverses pressions anthropiques en réponse à des demandes du GIG et de l'UE formulées dans ce sens (cf chapitres suivants).
- De même, tous ces doublets de données « relevé biologique – données abiotiques » issues de TGCE de plus de 8 000 km² seront utilisés dans le cadre de l'étude visant à proposer/réviser un système national d'évaluation des TGCE (tâche planifiée de la fiche-action 2016-2018 ONEMA –Irstea venant prolonger la présente fiche-action).
- Même si certains d'entre eux ne sont pas dotés de données chimiques d'accompagnement complètes, tous les relevés biologiques extraits (645) pourront participer au testage et à la validation du système national d'évaluation TGCE que nous travaillons actuellement à formuler, qu'il s'agisse de l'évaluation attachée au relevé biologique individuel ou de l'évaluation écologique intégrée du site basée sur une moyenne de 3 ans (en application de l'actuel Arrêté d'Evaluation paru au JO du 28 Août 2015).

3 Etude des relations pression-impact basées sur l'IBD

Suivant en cela des requêtes formulés dans les « Guidances » Ecostat relatives à la réalisation des exercices d'intercalibration, la coordinatrice de l'actuel exercice européen d'intercalibration VLRs (Very large Rivers), Dasa HLUBIKOVA (de nationalité Bulgare, travaillant actuellement dans un Laboratoire de Recherche Autrichien) a sollicité de la part des Etats-Membres participants tout élément d'illustration de relations pression-impact venant étayer la performance des systèmes d'évaluation nationaux soumis à l'intercalibration.

Dans ce cadre et en contexte d'échéancier de réponse tendu, il a été fourni des **éléments généraux de performance** qui avaient été produits en 2006-2007 pour venir étayer la mise en place du nouveau système d'évaluation basé sur l'IBD 2007 à l'échelle complète du territoire Français.

Il a ensuite été travaillé à l'illustration de **relations plus spécifiquement travaillées sur les jeux de données TGCE**, dans un premier temps sur la base des données de chimie moyennées à l'année (cela correspond à la demande de fourniture de données telle que requise par le GIG) et avec l'obtention de résultats mitigés tel que développé au long du chapitre qui suit. Un travail sur un pas de temps plus caractéristique du maillon diatomique des cours d'eau (intégration de 3 mois de chimie des eaux) sera réalisé dans un second temps (travaux inscrits au programme 2016-2017) afin d'améliorer autant que possible l'illustration des relations pressions-réponses, ce qui est moins évident sur des cours d'eau de cette importance que sur des cours d'eau de plus petite taille.

3.1 Comparaison des réponses de l'IBD 2007 et de l'IPS :

A l'échelle générale de la France, tous types de cours d'eau confondus, nous avons évalué la performance biologique de la nouvelle version d'IBD (IBD 2007) par rapport à la version antérieure d'IBD (IBD 2000) et par rapport à l'IPS, qui est considéré comme un indice diatomique de référence au niveau européen (il fait partie intégrante de l'ICM (Intercalibration Common Metric) adopté au niveau de l'Europe. Cette comparaison a été réalisée sur un jeu de données national constitué de 7 722 inventaires diatomiques disponibles en 2007. Les résultats de cette comparaison sont illustrés en **Figure 9** ci-dessous.

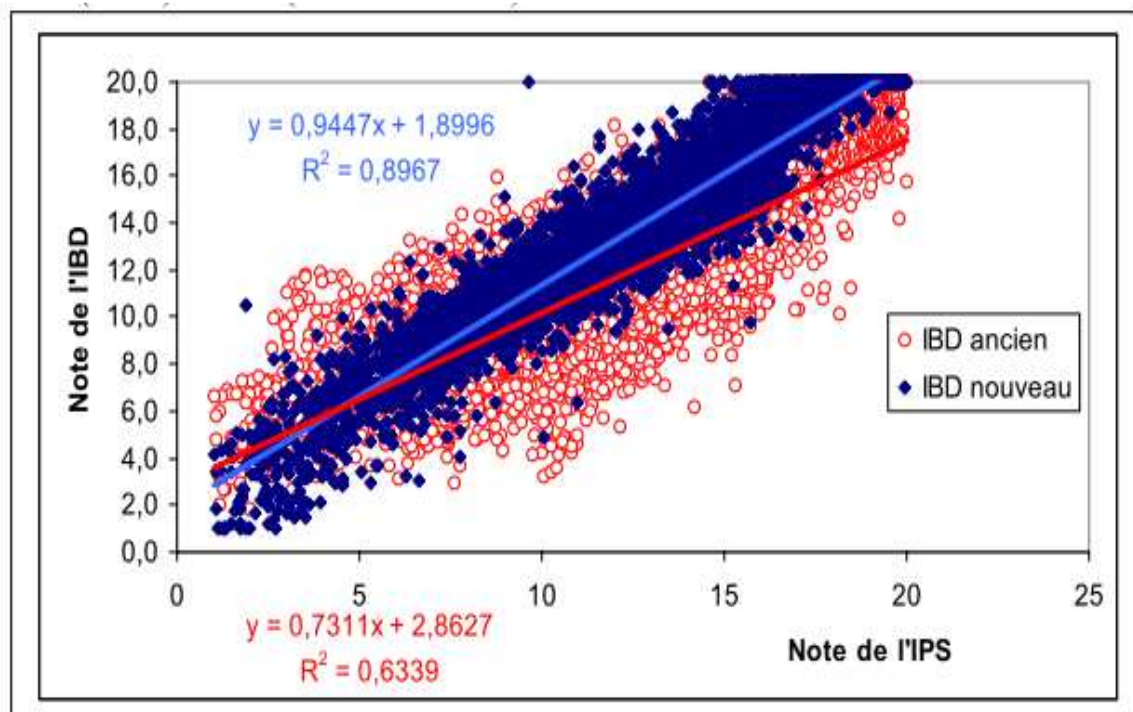


Figure 9: Régressions linéaires entre les 2 versions successives de l'IBD et l'IPS, indice diatomique de référence

On peut observer que la relation de l'IBD 2007 (en bleu) avec l'IPS s'est améliorée par rapport à la version antérieure d'IBD (en rouge).

La progression s'est traduite à la fois par une augmentation de la pente et par une amélioration sensible du coefficient de détermination (R^2) qui est désormais proche de 0,9. Il est à préciser que cette relation est établie sans aucun enlèvement préalable d'outlier.

3.2 Relations pression-impact entre IBD 2007 et nutriments (tous types de rivières confondus) :

L'IBD 2007 a été construit à partir d'un gradient composite d'anthropisation basé sur 7 descripteurs résumant différents types de pression anthropique (dans un ordre décroissant de contribution, NH4 et PO4, DBO5, Sat. O2, Cond. El., pH, NO3).

L'indication du degré d'altération restitué par cet indice a été finement calée sur sa réponse composite à ces descripteurs. Il est bien sûr possible d'évaluer sa réponse pression-impact face à un seul descripteur de pression anthropique (par exemple PO4, DBO5...) pris en compte successivement. Mais il pourrait aussi être considéré comme normal que sa réponse biologique, construite sous l'influence intégrée des 7 paramètres précités, ne soit pas en parfaite concordance avec l'effet séparé de chaque pression.

Cependant, nous pouvons présenter ci-dessous 2 exemples de relations pression-impact qui ont été produites en 2007 en appui du changement de version de notre indice diatomique national (remplacement de l'IBD 2000 par l'IBD 2007).

Il faut préciser que tous les échantillonnages biologiques pris en compte ici ont été collectés pendant la période de bas débits de la belle saison (soit entre Juin et Septembre) dans tous les types de rivières Françaises allant des plus petits cours d'eau aux très grands cours d'eau, sur toutes natures de substrats géologiques.

744 relevés ont été utilisés, couplant comptages de biofilms diatomiques et un assortiment complet de descripteurs abiotiques incluant les descripteurs physico-chimiques et chimiques de l'eau à la station. Afin d'assurer une bonne comparabilité temporelle entre échantillonnage biologique et l'intégration des variables abiotiques, la moyenne de chaque variable abiotique a été calculée sur un intervalle de temps de 2 mois : de 45 jours avant l'échantillonnage biologique à 15 jours après cette date.

a) PO4:

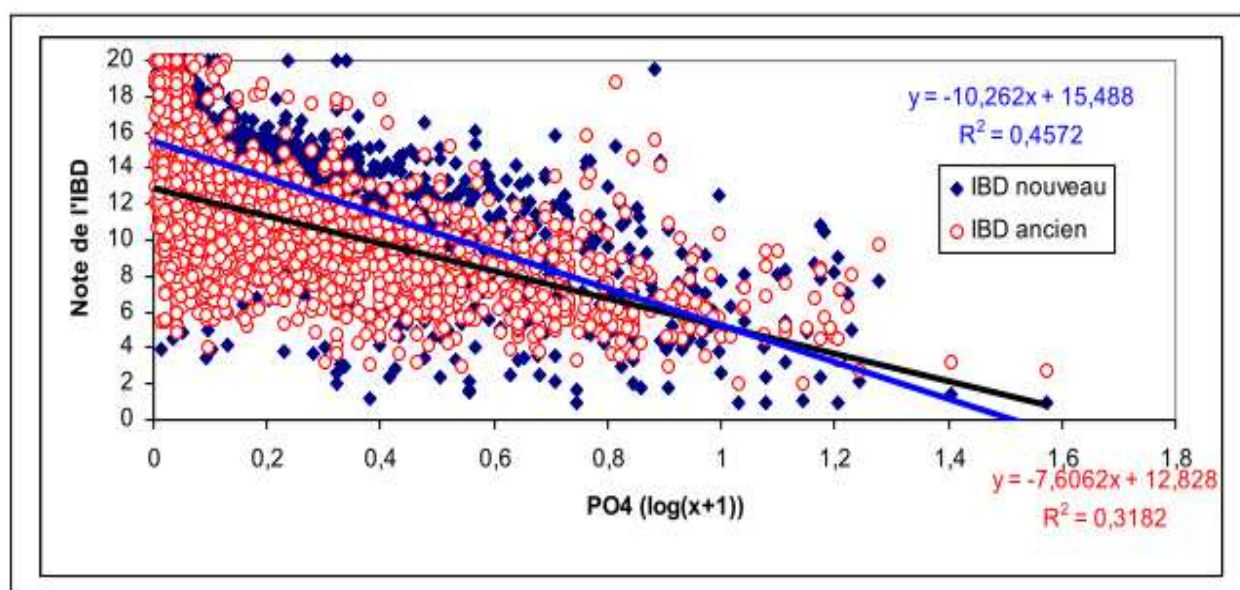


Figure 10: Relation pression-impact entre les 2 versions successives d'IBD et le log (PO4+1)

Il est possible de constater que l'IBD 2007 (en bleu) montre une pente plus importante et un meilleur coefficient de détermination que l'IBD 2000 (points rouges et ajustement linéaire figuré en noir), venant là aussi étayer, au niveau national, le remplacement de la version précédente par le nouvel IBD 2007.

b) *NH₄*:

En utilisant exactement le même jeu de données (744 échantillons), nous avons illustré les relations entre les 2 versions d'IBD et la concentration de NH₄ (transformation logarithmique), tel que présenté dans la Figure 11 ci-dessous :

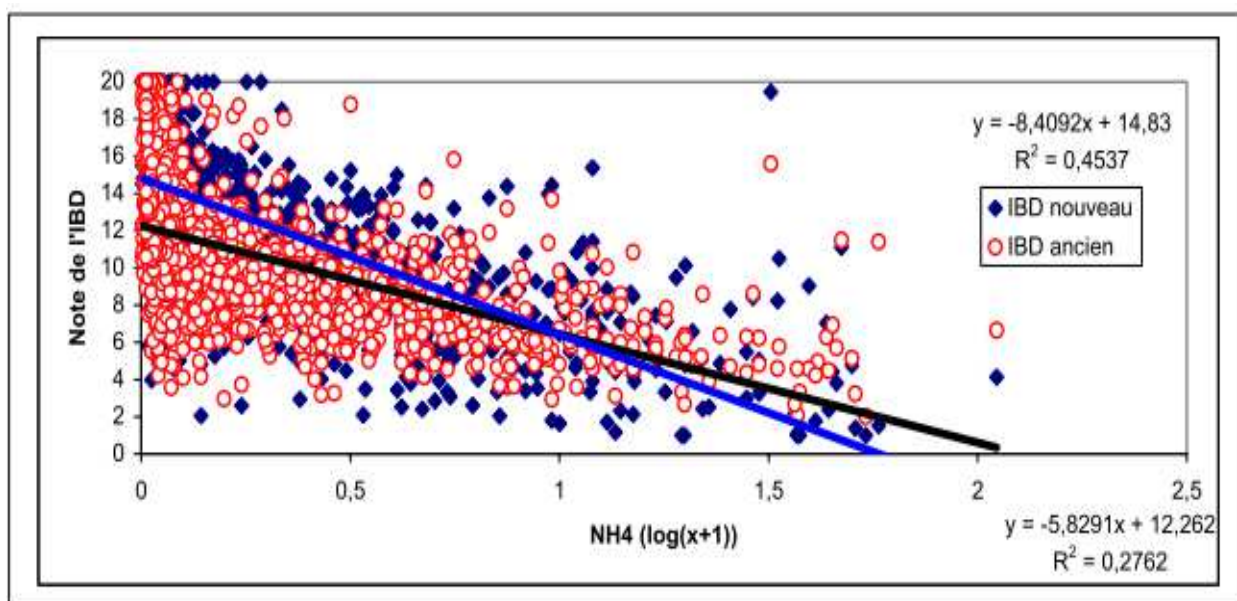


Figure 11: Pressure-impact relationships between the 2 successive versions of IBD and log (NH₄ + 1)

Nous pouvons rappeler quelques limitations qui sous-tendent ces résultats, déjà soulignées auparavant :

- NH₄ + agit rarement seul sur les communautés biologiques, mais de façon cumulée avec d'autres facteurs de stress anthropiques,
- Le résultat d'un ou deux échantillonnages ponctuels de l'eau est assez peu intégratif de la dimension temporelle,
- etc ...

Même si plusieurs valeurs outliers viennent altérer la qualité de cette relation, ce qui est logique compte-tenu de la limitation pré-mentionnée, la version précédente d'IBD (l'IBD 2000) montre une relation claire avec des concentrations NH₄ + (log-transformées).

Sans aucune élimination d'outlier, l'IBD 2007 obtient de meilleurs résultats, atteignant au moins la même qualité de relation avec ce nutriment que l'IPS ($R^2 > 0,45$), considéré comme indice de référence. Ce coefficient de détermination pourrait rapidement et fortement progresser avec le retrait d'un certain pourcentage d'outliers vis-à-vis de cette relation.

3.3 Relations pression-impact entre IBD 2007 et nutriments (sélection de TGCE) :

En utilisant une sélection de relevés diatomiques issus de sites français appartenant spécifiquement aux très Grands Cours d'Eau, extraits dans le cadre de l'exercice actuel d'inter- interétalonnage européen, nous avons essayé de réaliser rapidement plusieurs tests afin de montrer si les relations pression impact entre IBD 2007 et nutriments pourraient également être illustrés dans ces types particuliers d'hydrosystèmes.

Les figures suivantes ont été construites à partir d'une sélection de 523 prélèvements français fait sur les rivières de plus de 8 000 km² (superficie du bassin versant cumulée au site d'échantillonnage), qui couplent la disponibilité des notes d'IBD 2007 et celle des descripteurs abiotiques de pression anthropique.

a) PO4:

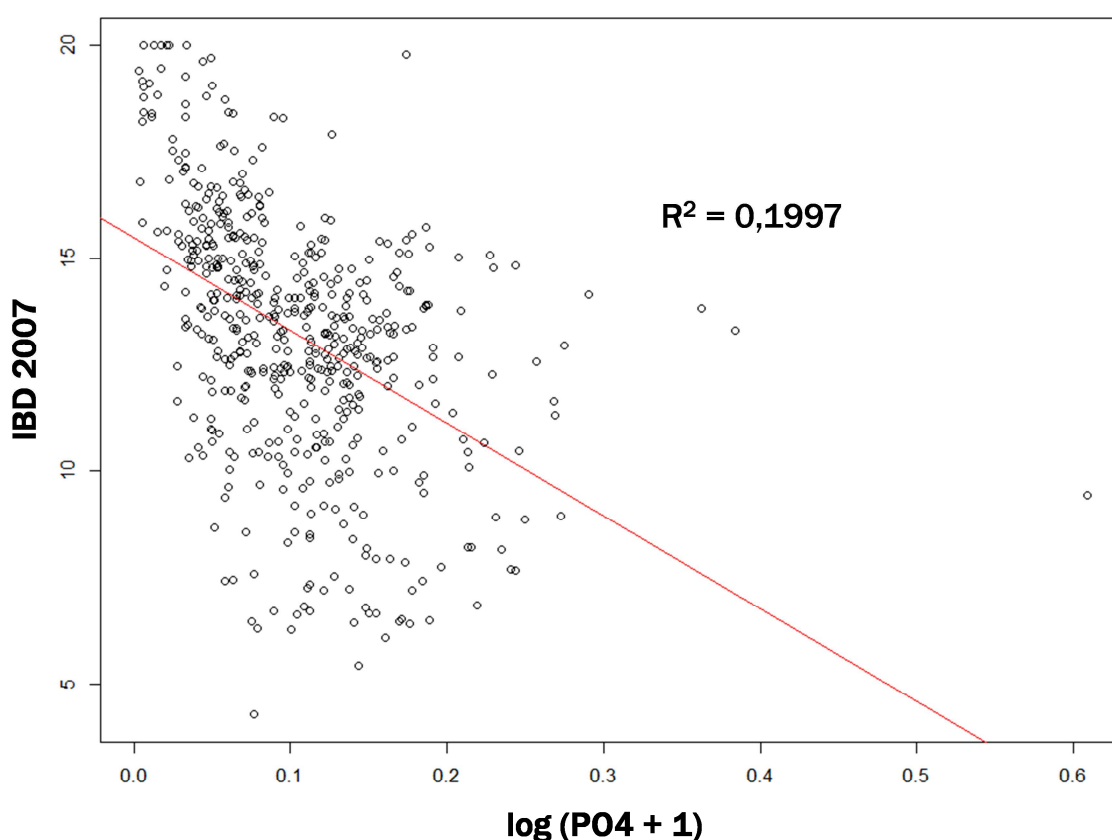


Figure 12: relation linéaire entre IBD 2007 et log (PO4 + 1) (moyenne annuelle) sur le jeu de données « Très Grands Cours d'Eau

Si une relation peut être établie entre ces 2 variables, elle semble plus faible que la précédente illustrée en 2007 sur la base de tous les types et toutes les tailles de rivières (voir Figure 10).

Plusieurs raisons peuvent contribuer à ce résultat:

- Comme déjà dit, par construction, la réponse de l'IBD de 2007 est composite et intégrative de 7 variables de pression différents. Cet indice étant sensible à ces 7 descripteurs, la réponse à la seule PO4 est pas entièrement représentative du niveau réel de la pression anthropique intégrée dans ces 523 cas d'étude.

- Comme cela peut être constaté à travers la réduction de la gamme couverte par l'échelle de log (PO4 + 1) dans les 2 biplots comparables de la **Figure 10** et la **Figure 12** (passage de 1,6 à 0,55 dans la même échelle log, soit une réduction d'environ 2/3 du gradient dans cette échelle), la sélection de sites sur Très Grands Cours d'Eau, même dans une acception élargie (8 000 km² place du seuil de 10 000 km² défini au niveau européen pour l'exercice d'intercalibration en cours) réduit fortement le gradient de PO4 couvert.
- Par ailleurs, un échantillon de diatomées benthiques est représentatif d'une qualité intégrée de l'eau écoulée pendant 2 à 3 mois au maximum. Travailler avec une moyenne annuelle est alors une mauvaise représentation de la réelle qualité de l'eau intégrée à laquelle les diatomées ont été soumises au cours du cycle de croissance d'un biofilm estival.

Compte tenu des limitations évoquées ci-dessus, nous avons essayé de procéder à une suppression automatique des points les plus éloignés de la relation PO4-IBD présentée Figure 12, afin d'évaluer la progression de la qualité de la relation avec la suppression des points considérés comme les outliers les plus manifestes.

Avec le retrait automatique des cinq points jugés les plus aberrants parmi les 521 valeurs (sous logiciel R), l'évolution de la relation s'effectue comme illustré dans la Figure 13 qui suit :

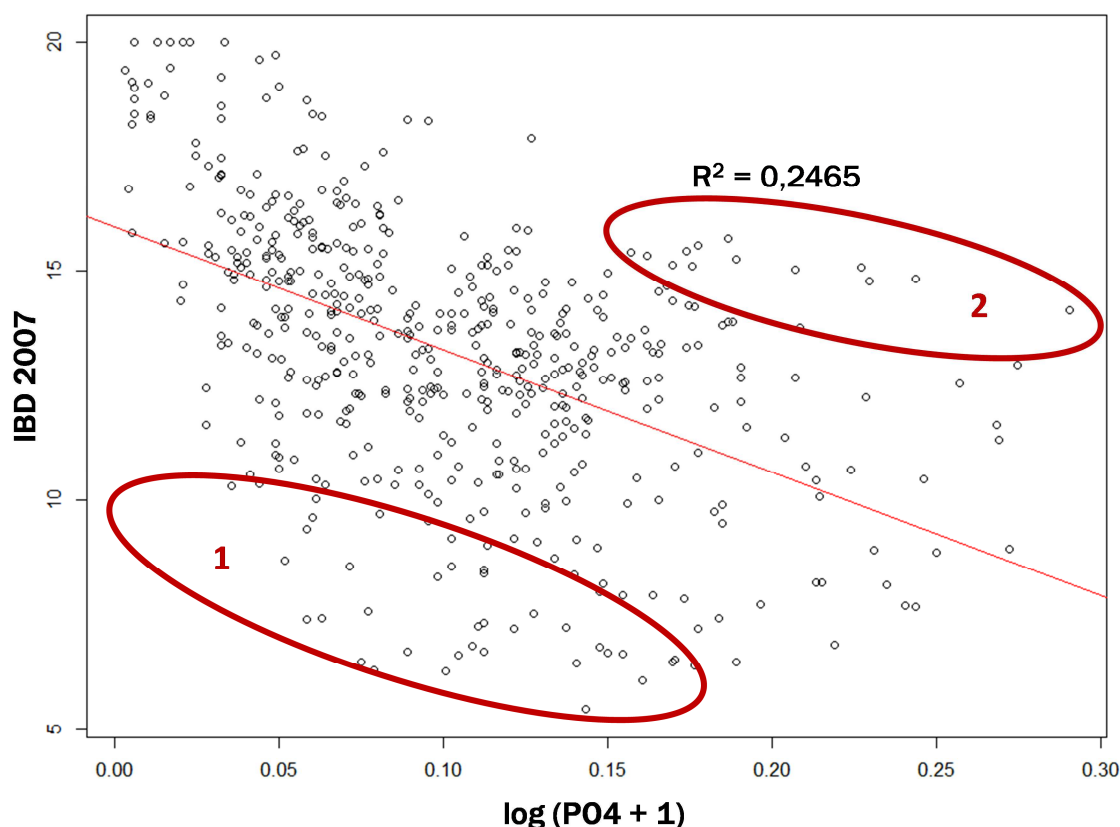


Figure 13: Relation linéaire entre IBD 2007 et log (PO4 + 1) (moyenne annuelle) en Très Grands Cours d'Eau après enlèvement d'1% d'outliers

La sélection automatique des valeurs jugées les plus aberrantes par l'applicatif sous R pose question, dans la mesure où l'enlèvement de 3 des 5 données jugées « outliers » suffit pour diviser par 2 le gradient des valeurs de PO4 représentées.

De plus, à l'observation des Figures 12 et 13, ce ne sont probablement pas de vraies valeurs aberrantes vis-à-vis de la relation réelle entre PO4 et IBD 2007.

Quoi qu'il en soit, même si le coefficient de détermination de la relation a un peu progressé avec la suppression de 5 valeurs aberrantes, sa progression est plutôt modeste et au final, la qualité de la relation peut être qualifiée de faible à modérée. Les principales raisons ont déjà été évoquées :

- Un seul descripteur de pression anthropique pris en compte dans ce cas, alors que la réponse biologique de l'IBD 2007 a été calée à partir de l'effet intégré de 7 descripteurs différents) ;
- Moyenne annuelle de PO4 utilisée ici, alors qu'une intégration seulement trimestrielle de la qualité de l'eau serait probablement plus judicieuse pour être mise en relation avec la composition spécifique de biofilm benthique, sur laquelle se base le calcul indiciel de l'IBD 2007.

Par ailleurs, un questionnement manifeste se pose sur la façon la plus adéquate de supprimer les valeurs aberrantes. On peut convenir que, si la baisse d'IBD était vraiment et uniquement due à l'augmentation des teneurs de PO4, la régression linéaire devrait couper l'axe Y dans un secteur proche de la note d'IBD de 20 et les notes d'IBD devraient baisser en fonction de l'augmentation des teneurs en PO4. Les points les plus anormaux vis-à-vis de cette relation ne seraient donc pas les 3 points parmi 5 qui ont été retirés entre la Figure 12 et la Figure 13, qui réduisent fortement le gradient de PO4 représenté et modifient très certainement la pente réelle de cette relation cause-effet, mais plus probablement ceux situés dans le secteur de l'ellipse N°1 (note d'IBD très déprimée pour de relativement faibles concentrations de PO4, qui ne peuvent être désignées comme responsables du faible niveau de la note d'indice diatomique dans de tels cas).

L'explication de ces valeurs anormales d'IBD dans ce secteur de l'ellipse 1 tient probablement à des valeurs élevées de pression anthropique dues à d'autres descripteurs hydrochimiques sous-jacents et connus pour être aussi impactants que PO4 pour les diatomées, comme la DBO5, le NH4, l'azote Kjeldahl, le déficit de saturation en oxygène *in situ* (% Sat O2).

Il est aussi envisageable qu'il intervienne quelques outliers dans la zone de l'ellipse 2, du fait de la faible représentativité temporelle d'échantillons ponctuels prélevés dans la colonne d'eau. Il est ainsi possible que momentanément, au moment du prélèvement et pour cause d'épisodes hydrologiques plus ou moins marqués accélérant les transferts (épisodes de crue), la teneur en orthophosphates de la colonne d'eau se trouve plus élevée au moment de l'échantillonnage ponctuel *in situ* que l'exposition moyenne aux orthophosphates intégrée sur 2 à 3 mois. Mais ce cas doit être assez rare, vu la dominance des moments de débits faibles à moyens par rapport aux pics de crue dans un hydrogramme annuel.

L'exercice d'examen des relations pressions-impacts sur les TGCE de notre territoire national s'est opérée en contexte de temps contraint, puisque le maximum d'information contextuelle possible était requise initialement (en même temps que la fourniture des jeux de données nationaux) pour justifier l'intérêt des systèmes nationaux d'évaluation soumis à l'exercice et pour démarrer celui-ci. Il faudra donc réfléchir dans l'année qui vient à une façon plus judicieuse d'éliminer les valeurs aberrantes sur un plan biomathématique. En effet, différents paramètres d'anthropisation interviennent souvent en même temps (par exemple, à l'aval d'élevages, de STEPs, d'industries agro-alimentaires...)

Il faudrait probablement concentrer l'enlèvement d'outliers, non pas en fonction du premier ajustement linéaire produit sur la base de toutes les données brutes, mais sur les points ou les réponses de l'IBD sont manifestement provoquées par d'autres descripteurs que par les orthophosphates, sous réserve de vérification.

Une voie d'approfondissement pourrait s'appuyer sur l'étude de régression multifactorielle (piste méthodologique des régressions PLS), une autre par l'utilisation d'une métrique composite d'anthropisation rendant compte de façon intégrée de l'influence combinée de plusieurs descripteurs de pression anthropique.

b) NH₄:

Nous avons également essayé de représenter, sur un jeu de données uniquement constitué de relevés TGCE, la relation obtenue entre IBD 2007 et concentrations de NH₄ (valeurs log-transformées).

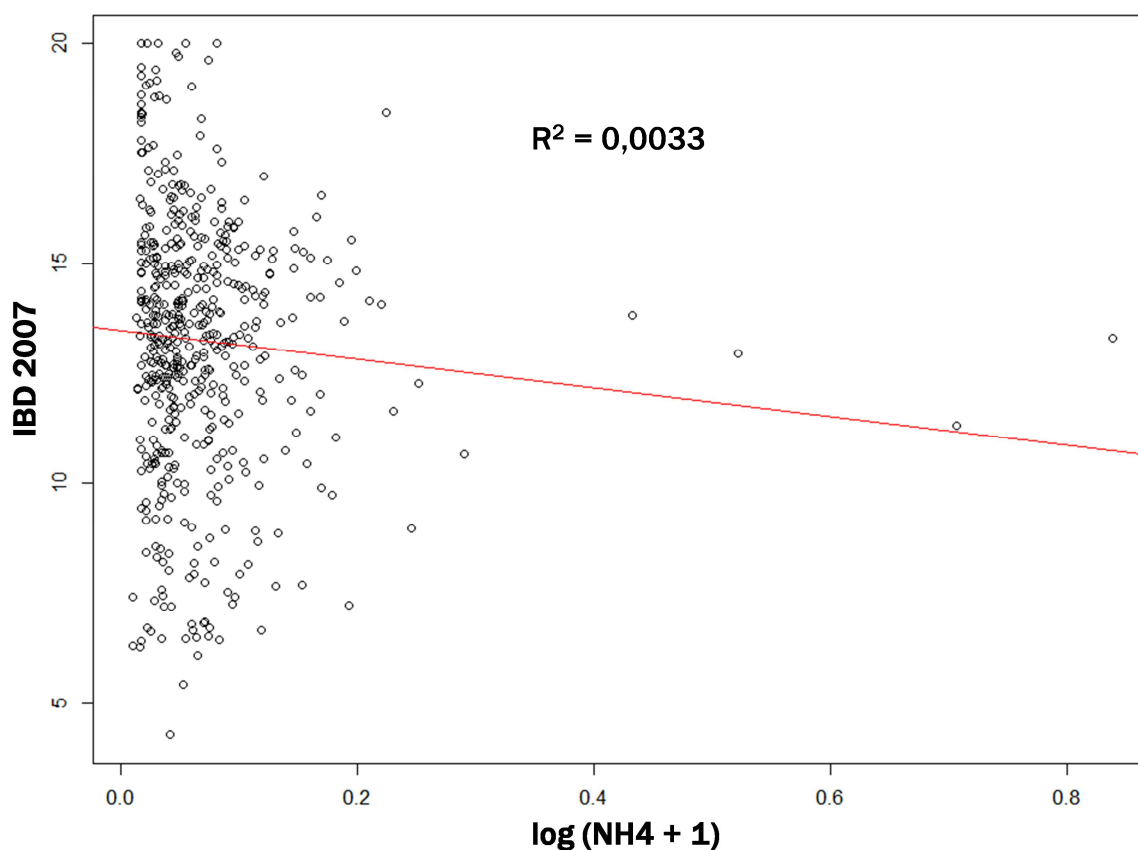


Figure 14: Relation linéaire entre les notes d'IBD 2007 et le log (NH₄ + 1) (moyenne annuelle) dans les Très Grands Cours d'Eau

Si l'existence d'une relation est suggérée via la décroissance des notes d'indice avec les plus fortes valeurs de NH₄ (partie haute du nuage de points) :

- 1) elle semble très modeste sans un retrait des basses valeurs d'IBD explicables par d'autres paramètres que le NH₄ (dans le même secteur que l'ellipse 1 de la Figure 13),
- 2) d'autres descripteurs anthropiques provoquent aussi des baisses d'indice et génèrent du bruit,

3) le coefficient de détermination est très faible et non satisfaisant.

Trois raisons principales peuvent être évoquées :

- La moyenne annuelle de NH₄ n'est visiblement pas assez représentative de l'exposition réelle à la saison précise où les biofilms des échantillons ont été exposés,
- Dans les grandes rivières, en général, il devient plus difficile de trouver des valeurs élevées à très élevées de NH₄ du fait de la réglementation sur les rejets de stations d'épuration, de la forte dilution de sorties d'égouts, et des processus de minéralisation et de nitrification *in situ* qui conduisent à des concentrations modérées dans ces hydrosystèmes. Le gradient est alors moins étendu que dans les petites et moyennes rivières.
- Comme déjà indiqué précédemment, dans un secteur comparable à celui de l'ellipse N°1 dans la Figure 13, certaines valeurs très faibles d'indice ne trouvent pas leur explication dans les valeurs faibles à très faibles de NH₄, mais sont probablement dues à d'autres paramètres de pression. Une élimination sélective de valeurs aberrantes dans ce secteur précis conforterait très certainement la pente du modèle et le coefficient de détermination.

Quoi qu'il en soit, ces relations sont beaucoup plus pauvres que :

- Sur un jeu de données national basé sur tous les types de cours d'eau (voir les Figures 10 et 11),
- Sur des données de nutriments intégrées sur 2 à 3 mois (ici, valeurs annuelles moyennes).

L'utilisation de valeurs moyennes trimestrielles devrait améliorer les relations. La suppression de certaines valeurs faibles du nutriment mis en relation aussi, si des valeurs fortes d'autres descripteurs anthropiques nous autorisent à le justifier.

On pourrait aussi essayer de tester la relation entre l'IBD 2007 et un gradient de pression composite bâti avec le même assortiment et le même poids relatif des variables anthropiques qui ont été utilisées pour son développement.

L'utilisation de régressions quantiles pourrait également contribuer à une meilleure démonstration de la relation pression impact ...

Nous allons continuer d'analyser ces données dans les prochains mois afin de tenter de progresser dans ces domaines.

4 Liens entre l'IBD 2007 et la modification des attributs autoécologiques des communautés diatomiques

Cette mise en relation s'est effectuée sur la base de certains traits auto-écologiques des espèces de diatomées d'eau douce publiés par van Dam (1994) sur un jeu de données diatomiques collecté aux Pays-Bas. En pratique, les bibliothèques de traits utilisées sont celles contenues et mises à jour par Michel COSTE (Irstea) dans le logiciel OMNIDIA sur la base de cette publication.

4.1 Liens avec la trophie (PO4), tous types nationaux de rivières confondus :

Afin de valider les performances du nouvel IBD 2007 et de légitimer son entrée en service par rapport à l'ancienne version, nous avons vérifié la cohérence entre les notes d'indice et la répartition des caractéristiques auto-écologiques des communautés multispécifiques. Pour la trophie (PO4), les espèces connues à l'époque aux Pays-Bas avaient été classées par van Dam sur les sites de référence et dans cinq classes d'état s'échelonnant depuis les sites de référence jusqu'au plus fortes valeurs du gradient d'orthophosphates (soit depuis le très bon Etat jusqu'à la plus mauvaise classe d'état).

Ces tests ont été réalisés sur un jeu de données françaises de 845 échantillons prélevés dans tous les types de cours d'eau (des très petits aux très grands).

La Figure 15 présente le pourcentage d'espèces sensibles (somme des espèces oligotrophes + mésotrophes) dans des conditions de référence et au long du gradient d'état écologique.

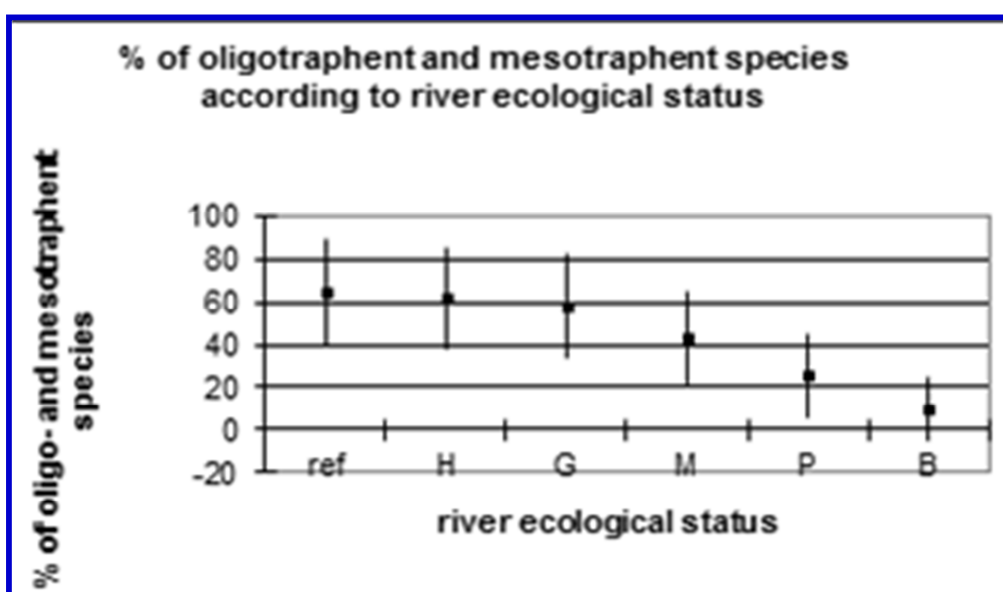


Figure 15: Caractéristiques trophiques des communautés diatomiques sur sites de référence et au long du gradient de classes de qualité des eaux (depuis le très bon état jusqu'au mauvais état)

Ce graphique montre :

- l'absence de différence significative en pourcentage d'espèces sensibles entre l'état de référence et le très bon état (high status ou H);
- Une très légère diminution, mais cependant significative, des espèces sensibles entre classe de très bon état (H) et classe de bon état (G). Néanmoins, l'abondance relative moyenne des espèces sensibles reste dominante.
- Une baisse du pourcentage d'espèces sensibles entre état bon (G) et moyen (M), illustrant un net changement de structure des communautés en réponse à la dégradation anthropique de l'environnement aquatique.

La limite entre le bon état et l'état moyen apparaît bien calée, en accord avec la définition normative du bon état dans la DCE.

4.2 Liens avec la trophie (PO4), sur une sélection de Très Grands Cours d'Eau :

Ces derniers temps, pour répondre à une demande du GIG sollicitant l'illustration plus spécifique de relations pression-impact sur les Très Grands Cours d'Eau, nous avons juste initié un travail d'analyse de données qui vise à vérifier la cohérence entre la classification biologique donnée par l'IBD 2007 et la composition des communautés en termes de caractéristiques autoécologiques, sur un sous-jeu de données composé de 645 échantillons de diatomées uniquement collectées sur des Très Grands Cours d'Eau (seuil de sélection basé sur des bassins versants intégrés > 8 000 km²).

En procédant d'une façon comparable à ce qui avait été fait en 2007 sur le jeu Français complet (Figure 15), nous avons obtenu un niveau d'attributs autécologiques par classe de qualité sensiblement différent (Figure 16 ci-dessous).

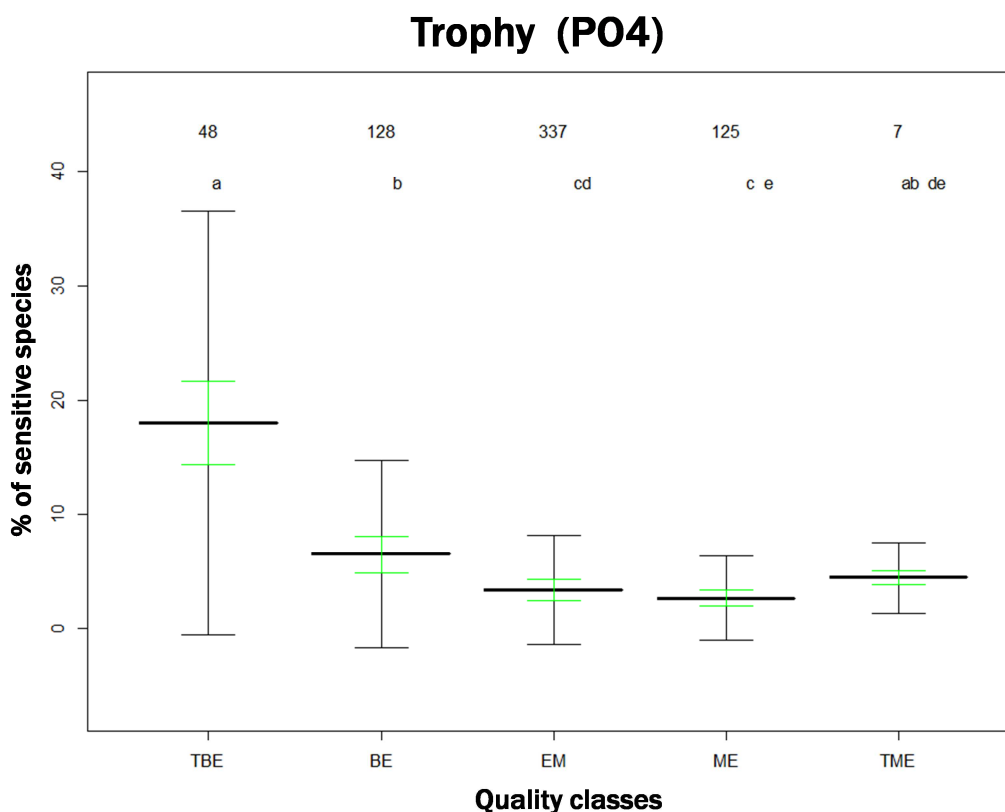


Figure 16: Pourcentage d'espèces sensibles au PO4-par classe de qualité en Très Grands Cours d'Eau (> 8 000 km²)

Pour les classes TBE et BE, les niveaux de taxons sensibles à la trophie sont sensiblement plus bas que pour l'ensemble de données national antérieur intégrant tous les types de cours d'eau :

- La première raison en tient sans doute au fait que, pour les TGCE, plus aucun site de référence réel ne subsiste, et sans doute aussi au fait qu'une proportion inférieure de sites de très bon état existe, principalement distribuée dans la moitié basse de la classe.

- Une autre raison trouve son fondement dans le concept de continuum fluvial proposé par Vannote (1980). Cet auteur émet l'hypothèse forte que les caractéristiques structurelles et fonctionnelles des communautés dans les rivières sont adaptées pour se conformer à la localisation la plus probable ou à l'état moyen du système physique au site. Dans les hydrosystèmes naturels, cela signifie que les conditions physiques et l'état trophique se situent à un niveau différent à l'amont et à l'aval, avec une augmentation normale du niveau trophique naturel à l'aval. Dans notre jeu de données national seulement composé de TGCE, plus aucun d'entre eux n'étant indemne d'influence anthropique, cette tendance naturelle est amplifiée par l'influence de diverses sortes de pressions anthropiques (par exemple la pollution agricole diffuse, les effets cumulés des grandes villes et des stations d'épuration le long des rivières ...). C'est certainement une raison valide pour laquelle nous pouvons observer, sur ce jeu de données TGCE, une telle différence d'attributs auto-écologiques trophiques des communautés par classe de qualité par rapport au jeu de données national de 2007 qui englobait toutes les tailles de cours d'eau.

Nous avons aussi suspecté un problème méthodologique qui peut contribuer à cet écart constaté. Dans les 2 figures précédentes (15 et 16), la Classe 7 de trophie de van Dam (oligotrophes à hypereutrophe) correspond à des taxons qui n'avaient pas pu être classés précisément en termes de trophie.

La raison peut en tenir, soit à une euryécie réellement caractérisée de l'espèce, ce qui peut effectivement exister, soit aussi, ce qui est plus gênant, à une présence tellement marginale du taxon dans le jeu de données d'origine (en termes d'occurrence et/ou en termes d'abondance relative dans les relevés) qu'il n'a pas été possible à H. van Dam de lui attribuer une valeur auto-écologique précise.

Même si, pour l'établissement de la **Figure 15** comme pour celui de la **Figure 16**, il a été procédé de la même façon en regroupant ces taxons de la Classe 7 avec les espèces tolérantes, l'assise-taxons de la Classe 7 a pu influencer de façon différente la physionomie des caractéristiques autécologiques générales des communautés dans ces 2 cas, d'autant que l'assise de taille des cours d'eau est franchement différente entre ces 2 jeux de données (toutes tailles de cours d'eau confondues en 2007, avec une dominance forte de petits à moyens cours d'eau, sélection uniquement de Très Grands Cours d'Eau cette année).

Il n'a malheureusement pas été possible de ré-accéder facilement au jeu de données exact, ni aux tables d'attributs de taxons exactes d'Omnidia utilisés en 2006-2007 (la taxonomie a évolué, avec des regroupements et de séparation *pro parte* de taxons, et les tables de traits ont évolué en fonction...).

Nous n'avons donc pas pu ré-accéder à la ventilation des taxons de Classe 7 entre classes de qualité écologique telle qu'elle existait en 2007. Par contre, nous avons pu étudier la répartition des espèces indéterminées (Classe 7) à travers les classes de qualité sur le jeu de données TGCE actuel

Cette ventilation est présentée en Figure 17 page suivante.

Il est possible de constater qu'une quantité très substantielle de taxons indéterminés ou mal déterminés vis-à-vis de la trophie existe dans notre jeu de données TGCE. De plus, il apparaît nettement que leur distribution n'est pas équilibrée entre les classes, mais est très sensiblement plus forte dans la classe TBE (> 28% en moyenne) et BE (> 17% moyenne), que dans les classes d'état les plus dégradées.

Trophy (PO4)

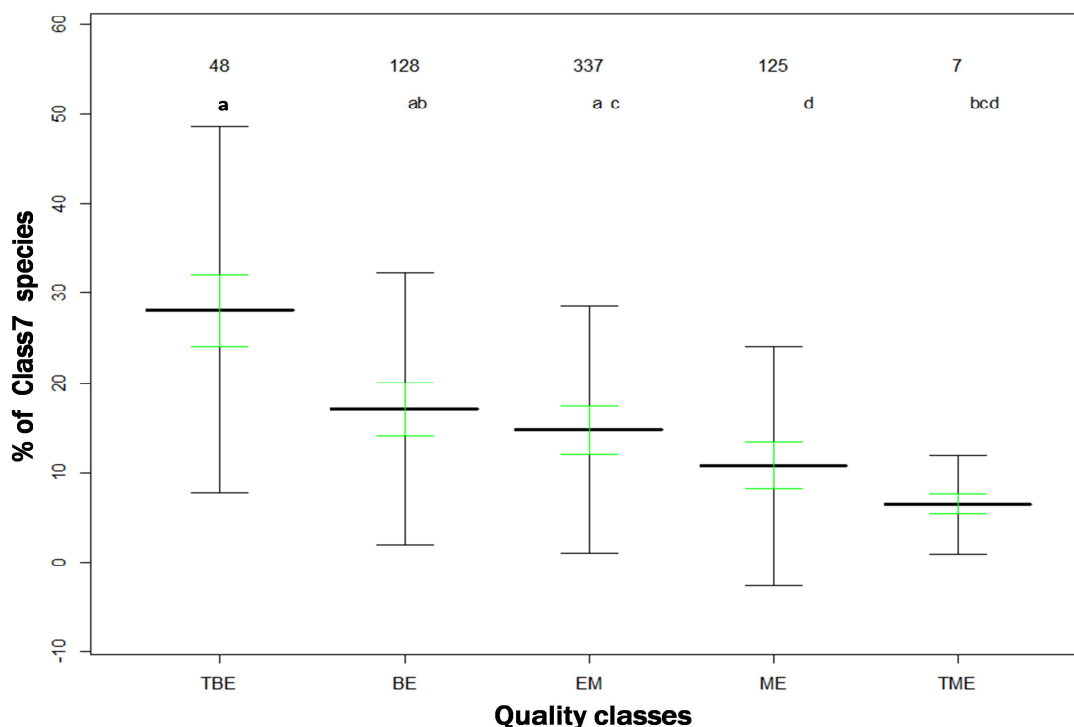


Figure 17 : Distribution des espèces de la Classe 7 (mal caractérisées vis-à-vis de la trophie) au long du gradient des 5 classes de qualité des Très Grands Cours d'Eau

Malheureusement, ce gradient déséquilibré d'espèces mal déterminées sur le plan de leur trophie fonctionne en sens inverse du gradient d'espèces sensibles, qu'il vient mécaniquement atténuer. Ce gradient inverse vient donc impacter fortement la physionomie des résultats présentés dans la dans la Figure 16, avec pour effet de diminuer artificiellement le niveau des taxons sensibles à la trophie dans les classes de TBE et de BE.

Ce problème exerce probablement une contribution importante à la baisse de niveau constatée des taxons sensibles des classes TBE et BE entre la Figure 15 (tous cours d'eau, 2007) et la physionomie de distribution des taxons sensibles de la Figure 16 (analyses 2015-2016 uniquement sur TGCE).

La raison sous-jacente tient probablement au fait qu'aux Pays-Bas, pour des raisons écologiques de différence de types et d'altitude de cours d'eau, van Dam n'a jamais trouvé, ou a trouvé de façon trop faible et éparse la plupart des espèces contribuant aux communautés typiques de très grands cours d'eau de France en très bon ou en bon état (les grandes rivières de la meilleure qualité étant la Dordogne et la Durance, qui arrivent assez directement de zones de haute altitude, respectivement du Massif Central et des Alpes). A l'inverse, il a qualifié l'autécologie de la plupart des taxons tolérants que nous trouvons aussi en France (beaucoup moins d'indéterminés de Classe 7 dans ces classes d'état plus dégradées), illustrant indirectement le fait que cette catégorie d'espèces est plus facile à trouver et/ou mieux représentée dans les hydrosystèmes des Pays-Bas.

Pour résoudre ce problème biogéographique, la seule solution efficace serait de refaire le type d'analyse autoécologique effectuée par van Dam en 1994, sur un jeu de données françaises le plus complet possible (toutes tailles et tous types naturels de cours d'eau confondus).

Ce serait une façon efficace pour couvrir des flores venant de contextes naturels largement plus diversifiés qu'aux Pays-Bas, qui est un pays plat, et d'en déduire les caractéristiques autécologiques d'un nombre sensiblement accru d'espèces.

Si notre équipe est consciente de l'intérêt de reconduire un tel travail dès que possible, il était inenvisageable de le réaliser dans le temps contraint du démarrage de l'exercice d'intercalibration et de présenter rapidement les résultats modifiés des analyses qui précèdent, déjà parce que, suite à une requête large, le jeu de données chimique national nécessite un post-traitement assez lourd avant d'être disponible à cet effet.

En fonction de ce problème, nous avons aussi essayé de voir quelle physionomie pourraient présenter les résultats en procédant de manière inverse, c'est-à-dire en axant la **Figure 18** ci-dessous sur l'augmentation des espèces tolérantes à la trophie (PO4), incluant les espèces indéterminées de la classe trophique 7, en fonction de la dégradation des classes de qualité d'eau.

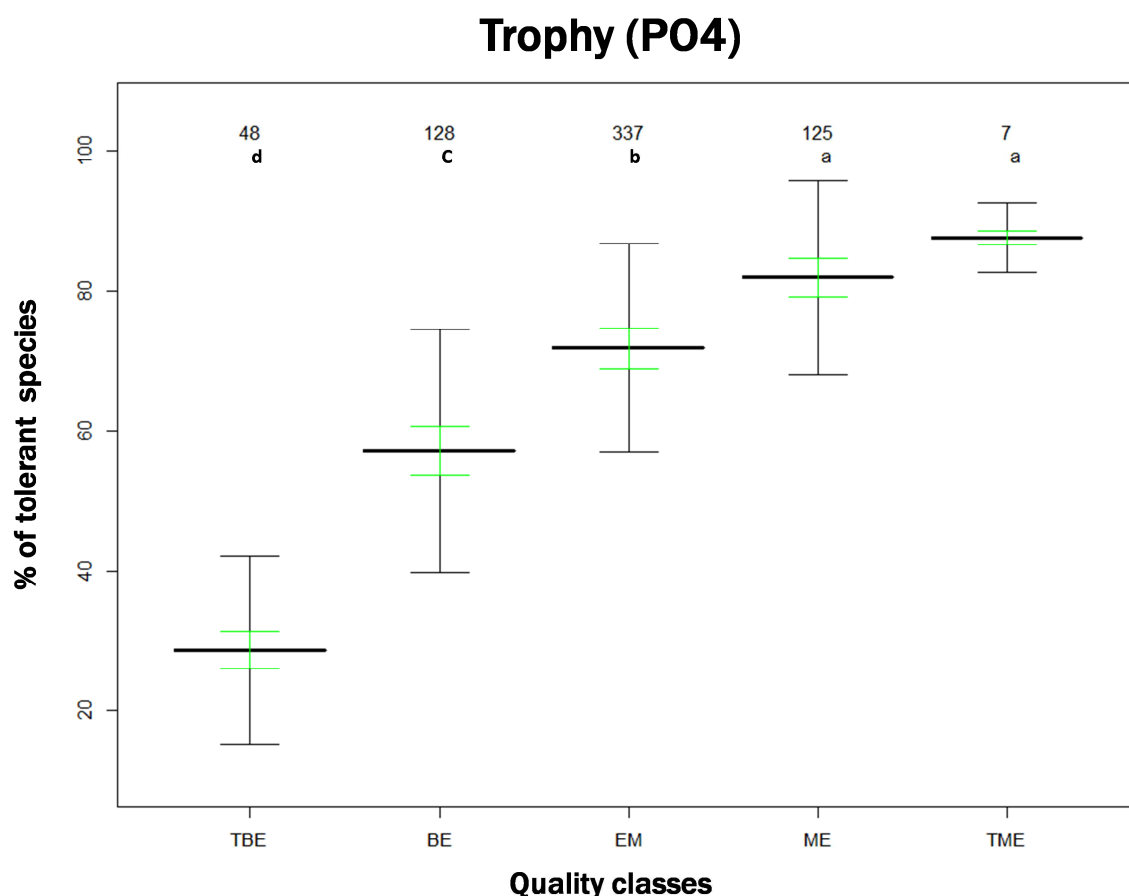


Figure 18: Pourcentage d'espèces tolérantes au PO4 par classe de qualité en Très grands Cours d'Eau (> 8 000 km2)

Même si un pourcentage important d'espèces au statut trophique mal défini (*cf* **Figure 17**) a été cumulé ici avec les espèces tolérantes à la trophie, ce qui peut augmenter de façon un peu exagérée le pourcentage d'espèces tolérantes dans les classes de TBE et de BE, l'évolution globale de la composition de la communauté suit un patron plus compréhensible et conduit à des différences hautement significatives de répartition d'espèces tolérantes par classe de qualité (sauf entre ME et TME).

En tenant compte du fait que la plupart des 28% (en moyenne) de taxons dans la classe de TBE et la plupart des 17% (en moyenne) de taxons dans la classe de Bon Etat de la **Figure 17** ont été mal classés dans cette analyse (on les considère tous comme des taxons tolérants, ce qui n'est sûrement pas le cas vu qu'il y en a une quantité beaucoup plus importante dans les 2 meilleures classes de qualité que dans toutes les autres), la distribution des traits autécologiques par classe deviendrait beaucoup plus comparable à celle obtenue en 2007 sur la base du jeu de données national mixant tous les types de cours d'eau (Figure 15), passant de sensiblement moins de 50% de taxons tolérants dans la classe de Bon Etat à sensiblement plus de 50% dans la classe d'Etat Moyen, avec des différences significatives entre les deux.

Une chose complémentaire que nous pourrions tenter prochainement sera d'éliminer les espèces de la Classe 7 de trophie (autécologie inconnue ou mal déterminée sur le plan du PO4) des comptages diatomiques faits sur TGCE avant de ré-éditer la Figure 16 de façon nettement moins bruitée.

Ce n'est pas une façon complètement satisfaisante de faire (une partie non négligeable des taxons entre dans ce cas, et il serait préférable de définir leurs préférences écologiques que de les supprimer), mais ce serait la plus rapide à l'appui de l'actuel exercice d'intercalibration car elle ne nécessite pas de long post-traitement de données abiotiques renseignant sur les teneurs en nutriments.

Pour le moyen terme, afin de renseigner les caractéristiques écologiques d'une partie substantielle des communautés qui peuvent être trouvés dans les conditions naturelles de France, il sera important de réitérer une analyse comparable à celle effectuée par van Dam sur des données des Pays-Bas il y a vingt ans, mais sur un jeu de données national représentatif de toutes les conditions écologiques et floristiques que l'on peut y rencontrer.

4.3 Liens entre les notes d'IBD 2007 et les caractéristiques autoécologiques des communautés à l'égard de la matière organique (saprobie) :

Sur la base des 645 échantillons de diatomées recueillis uniquement en Très Grands Cours d'Eau (seuil de sélection des bassins versants > 8 000 km²), nous avons réalisé le même type d'analyse que pour la trophie, afin de figurer les caractéristiques des communautés de diatomées vis-à-vis de la matière organique (saprobie).

Nous tout d'abord essayé d'étudier la distribution des espèces sensibles à l'altération organique, regroupant la classe 1: «Oligosaprobe» et la classe 2: "Bêta-mésosaprobe" de van Dam (1994).

Les résultats, qui sont présentés en **Figure 19** page suivante, montrent globalement :

- l'absence de différence significative dans la proportion d'espèces sensibles entre la classe TBE et la classe BE, cette catégorie de taxons étant dominante dans la communauté (niveau moyen approchant ou dépassant les 60%).
- Une diminution significative des espèces sensibles entre la classe de Bon Etat (BE) et la classe d'Etat Moyen (EM) qui devient dominée par des espèces tolérantes (niveau des espèces sensibles devenant inférieur à 50% , avec une différence significative de distribution entre ces 2 classes).
- Une baisse significative et sévère de la proportion de taxons sensibles pour les classes ME et TME.

A nouveau, ces résultats confortent quelque part le choix du niveau de seuil G / M qui a été établi pour notre système d'évaluation national.

saprobie (organic matter)

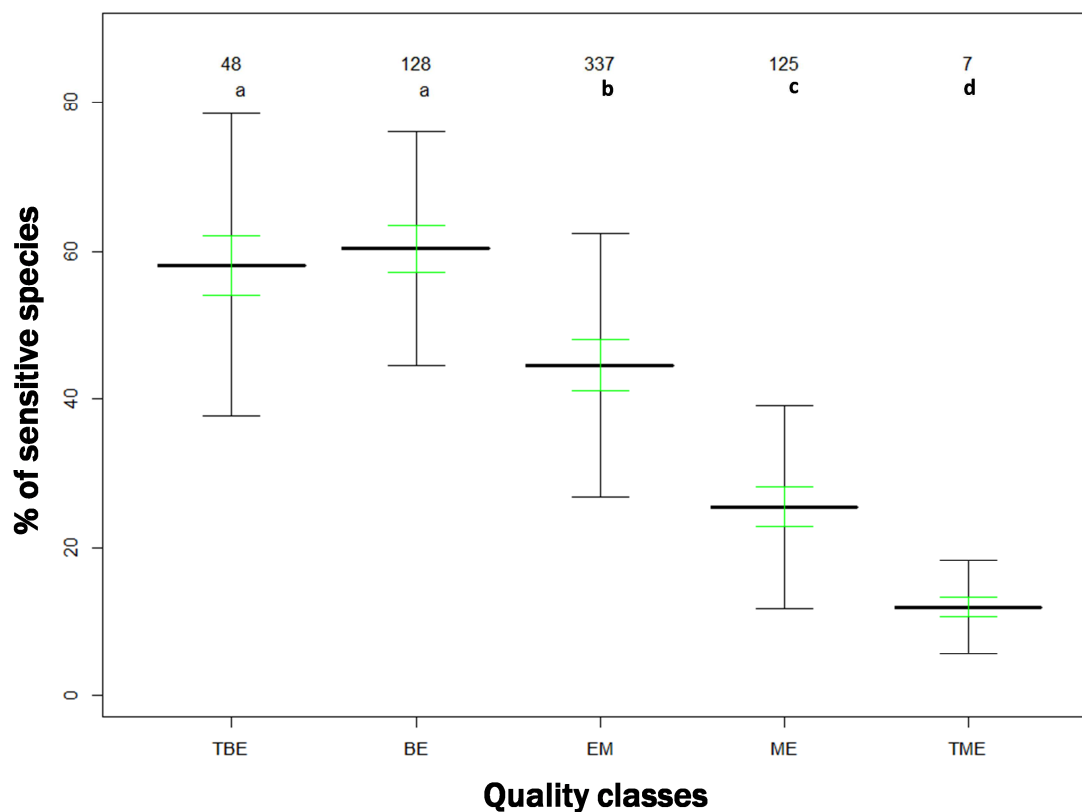


Figure 19 : Pourcentage d'espèces sensibles à la saprobie par classe de qualité dans les Très Grands Cours d'Eau (> 8 000 km²)

On peut cependant détecter quelque chose n'apparaissant pas vraiment logique dans la physionomie générale de distribution des taxons sensibles, en constatant l'inversion de distribution du trait de sensibilité à la saprobie entre la classe de TBE et la classe de BE (même si non significative).

Ce résultat nous permet de suspecter le même genre d'artefact que précédemment pour les attributs trophiques des espèces.

Comme dans le cas de la classification trophique, une "Classe 6" regroupe les taxons qui ne pouvaient pas être attribués à une classe saprobique précise, la raison pouvant tenir soit à des données insuffisantes, soit à l'inexistence de l'espèce dans les comptages néerlandais. Cela conduit donc à un déficit d'information écologique pour ces taxons pour une raison biogéographique.

Nous avons donc essayé de diagnostiquer la situation en étudiant la répartition de ces taxons inconnus par classe de qualité (**Figure 20** page suivante).

saprobie (organic matter)

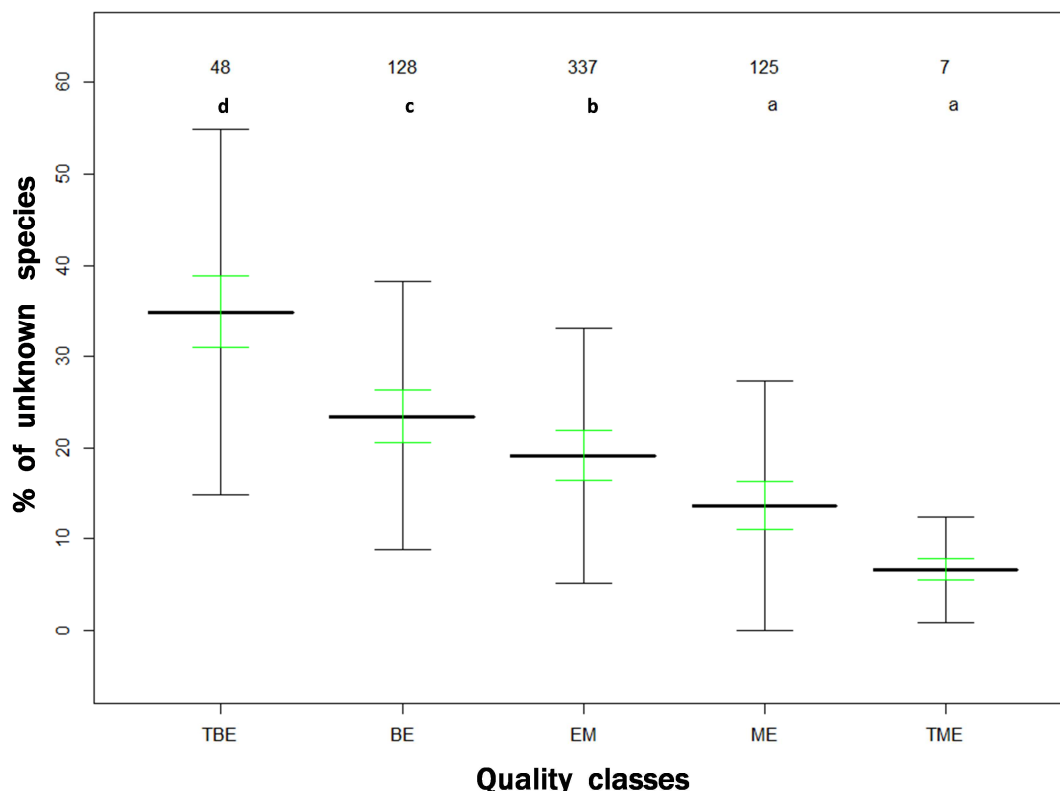


Figure 20: Distribution des espèces au statut indéterminé vis-à-vis de la saprobie au long du gradient des 5 classes de qualité

Comme pour la trophie, une part assez importante de taxons dans les communautés de diatomées des TGCE ont une classification inconnue vis-à-vis de la saprobie et, en outre, leur distribution n'est pas équilibrée entre les classes, mais très sensiblement plus forte en classe de TBE (> 35% en moyenne) et en BE (> 23% en moyenne), que dans les classes de qualité plus dégradée

Ce gradient d'espèces indéterminé fonctionne à l'inverse de la pente de répartition des espèces sensibles. Il atténue donc assez fortement les résultats présentés dans la **Figure 19**, avec pour effet de diminuer artificiellement le niveau de "taxons saprophyte sensibles", dans les classes de TBE et de BE.

La raison est la même que précédemment expliqué pour la trophie. Probablement, aux Pays-Bas, van Dam n'a jamais ou très rarement trouvé la plupart des espèces contribuant aux communautés typiques de TGCE en Très Bon Etat et en Bon Etat en France (les très grandes rivières de France présentant la meilleure qualité étant la Dordogne et la Durance, qui proviennent directement de lieux de haute altitude dans le Massif Central et les Alpes respectivement). Ces sites abritent des espèces sensibles à la saprobie typiques de zones montagneuses, qui n'existent probablement pas ou très occasionnellement et à faible effectif dans les rivières de plaine des Pays-Bas.

À l'inverse, van Dam a été en mesure de décrire et de qualifier l'autécologie saprobique de la plupart des taxons tolérants que nous trouvons aussi en France, illustrant le fait que cette catégorie d'espèces est plus facile à trouver dans les hydrosystèmes des Pays-Bas.

De ce fait, de même que pour les orthophosphates (phosphore soluble et biodisponible), nous avons alors essayé d'exprimer la distribution de l'autécologie vis-à-vis de la saprobie d'une manière inverse, en montrant l'augmentation des taxons tolérants au fur et à mesure de la dégradation des classes de qualité. Là aussi, cela ne constitue pas une manière complètement satisfaisante de faire mais prend moins de temps qu'une révision de fond des caractéristiques autoécologiques des taxons pour leur meilleure correspondance aux conditions biogéographiques françaises, qui nécessite au préalable un important toilettage et post-traitement de données brutes (il est prévu de réaliser ce travail de révision en 2016).

Les résultats sont présentés dans la **Figure 21**. Dans ce cas, nous avons au préalable enlevé les taxons affectés à la Classe 6 (autécologie inconnue par rapport à la saprobie) des comptages avant de constituer le graphique.

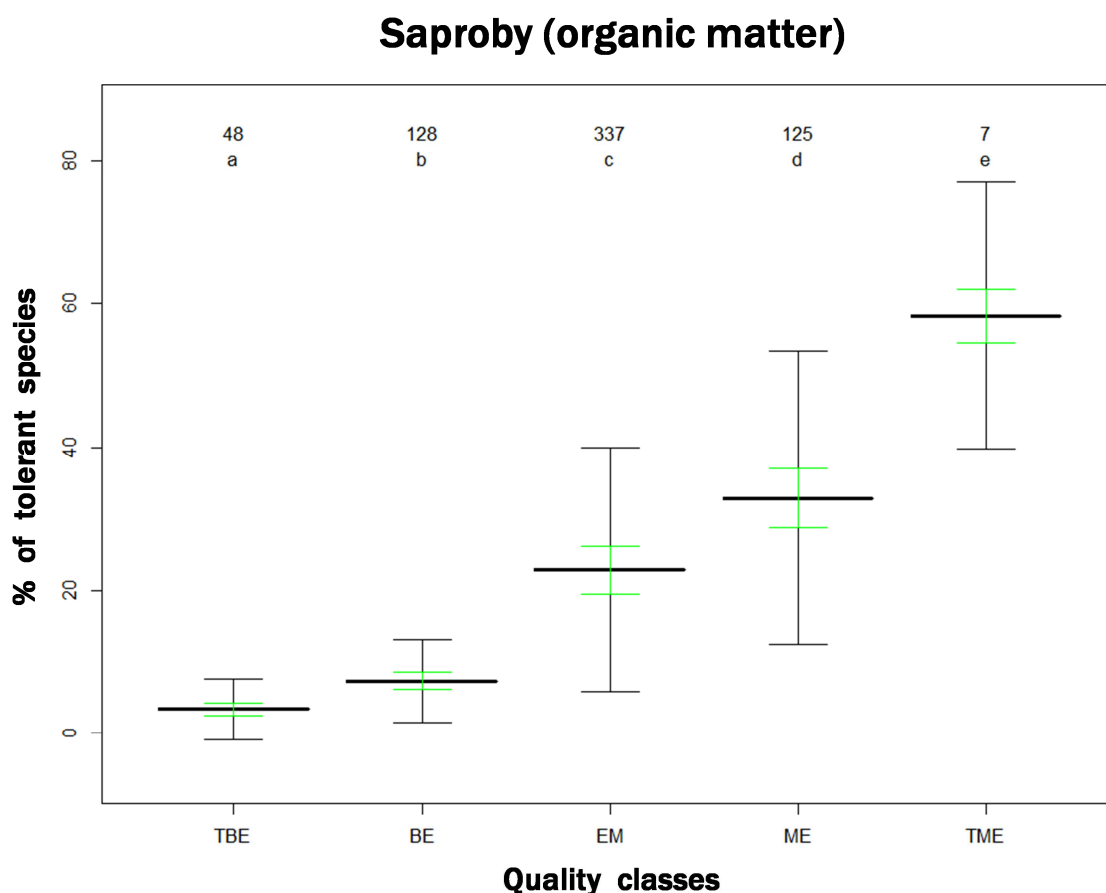


Figure 21: Pourcentage d'espèces tolérantes à la saprobie par classe de qualité dans les Très Grands Cours d'Eau (> 8 000 km²)

Les résultats sont assez semblables à ceux concernant le phosphore dissous :

- La différence entre la classe de TBE et celle de BE est assez modeste, mais apparaît significative à l'analyse.
- La différence entre la classe de BE et celle d'Etat Moyen (EM) est également significative, mais sensiblement plus importante (on passe d'une moyenne de 6% à une moyenne de près de 25% d'espèces tolérantes), révélant une modification sensible des communautés de diatomées avec l'augmentation de ce genre de pression.

Là encore, les résultats présentés dans la Figure 21 confirment le bon calage du basculement entre classe de Bon Etat et Classe d'Etat Moyen, dans le système d'évaluation écologique proposé par l'Etat Français, par rapport à la définition normative du bon état contenue dans la DCE.

4.4 Conclusions d'étape sur les relations pression-impact de l'IBD 2007 :

En comparaison avec les analyses effectuées en 2007 sur un jeu de données national complet incluant tous les types et toutes les tailles de cours d'eau, le test des relations pression-impact réalisé à partir de Novembre 2015 sur un jeu de données constitué uniquement de Très Grands Cours d'Eau conduit à la diminution du gradient interne de pression anthropique représenté (absence de vrais sites de référence, diminution de représentation de sites très altérés), modifiant l'illustration des relations pression-impact entre le gradient de qualité abiotique et la réponse de notre indice diatomique national (l'IBD 2007).

Ces résultats préliminaires :

- illustrent un ajustement plutôt satisfaisant et justifié du calage de seuil entre BE et EM à notre niveau national envers plusieurs critères de pression,
- confirment la réponse de l'IBD 2007 vis-à-vis d'un gradient d'altération composite plutôt qu'à des pressions simples (c'est normal vu la façon dont il a été conçu et calé...),
- permettent de penser que l'investigation des relations pression impact sur une base moyenne annuelle n'est pas la façon la plus adéquate de procéder, au moins dans le cas du compartiment des diatomées,
- soulignent que les traits autécologiques compilés par van Dam fournissent une bonne base de travail et procurent des résultats intéressants, mais aussi qu'ils auraient besoin d'adaptation et d'une extension vers une liste plus complète des espèces de France, pour être pleinement utilisable dans notre contexte biogéographique national.

Au cours des prochains mois, nous avons l'intention de poursuivre et d'approfondir les travaux sur les relations pression-impact sur la base du jeu de données TGCE disponible en France.

A cet effet, il serait tout-à-fait intéressant de pouvoir bénéficier des données de chimie des années 2012 et 2013, qui ne nous sont pas encore accessibles alors que les relevés diatomiques complets de ces deux années le sont déjà depuis plus d'un an. Cette simple complétion de données existantes permettrait d'augmenter d'au moins 1/4 l'assise-données, qui est encore limitée sur ce type de cours d'eau, et de conforter l'illustration de ces relations entre notre système d'évaluation national (maillon diatomique) et les teneurs en nutriments révélatrices d'impact anthropique.

D'autres résultats préliminaires, que nous avons à étudier plus avant, montrent que la distribution de divers autres attributs d'espèces non présentés ici (N-trophie, motilité ...) procurent des patrons de distribution relativement similaires vis-à-vis du gradient de qualité des sites au relevé diatomique individuel.

L'année 2016 nous donnera donc l'opportunité de poursuivre et d'améliorer ces analyse de données afin d'étudier plus en détail la correspondance entre données chimiques, attributs autoécologiques des communautés de diatomées et la classification française de l'état écologique basée sur le compartiment diatomique des cours d'eau.

A côté de l'exercice d'intercalibration européenne, qui est l'objectif principal collectif de l'exercice mené par le GIG à ce stade, il pourrait être intéressant de travailler ces relations pression-impact dans le cadre d'une collaboration élargie au niveau européen, sur un jeu de données composite de très grandes rivières provenant de plusieurs Etats-Membres de l'Union Européenne participant à l'exercice.

5 Proposition d'un système national d'Evaluation de l'Etat Ecologique sur les Très Grands Cours d'Eau de France

5.1 Situation actuelle concernant l'évaluation des TGCE :

Des grilles nationales d'évaluation diatomique basées sur les notes d'IBD et déclinées en EQRs à partir des niveaux moyens de référence atteints par région naturelle « diatomées » (regroupements d'HER1) servent au calcul d'état écologique dans le cadre des réseaux, ainsi qu'au rapportage régulier d'état écologique auprès de l'Union Européenne prévu par la DCE. La zonation naturelle de référence actuellement utilisée pour l'application de ces grilles est présentée en **Figure 22** ci-dessous.

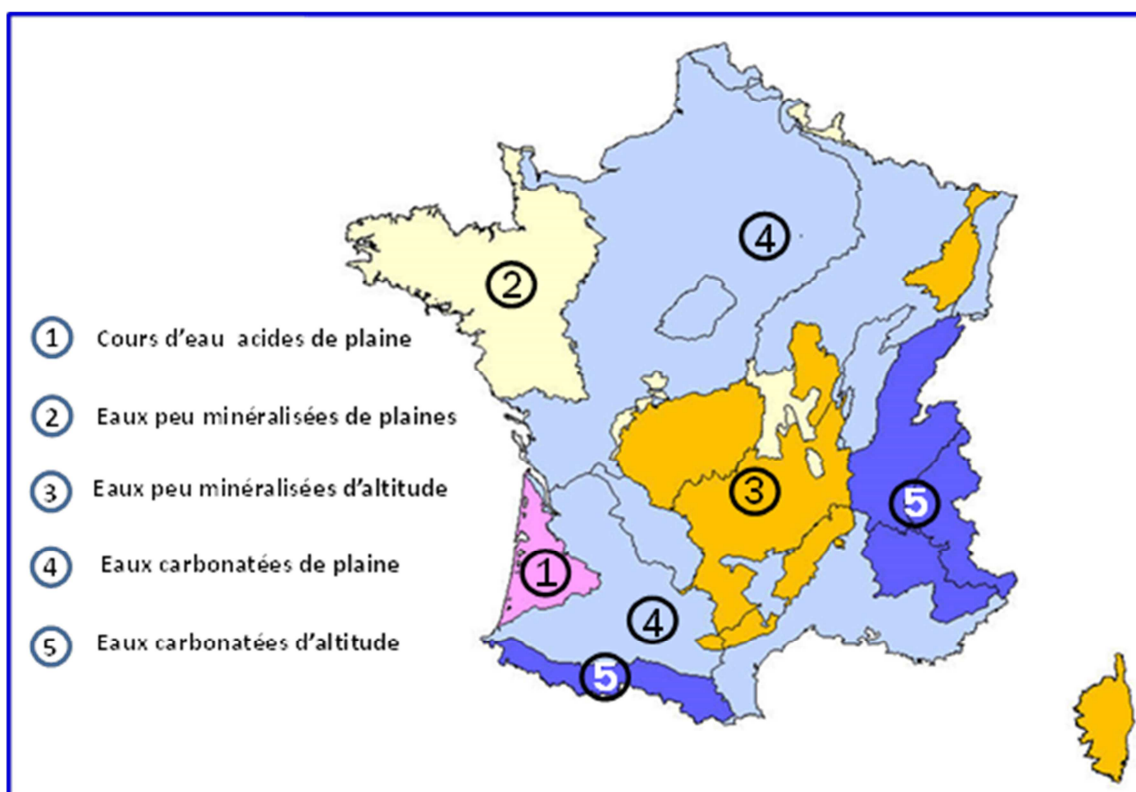


Figure 22 : Zonation diatomique naturelle utilisée pour l'évaluation d'état écologique

Cette zonation a été obtenue suite à l'établissement d'une biotypologie des flores de référence utilisant un réseau neuronal non supervisé (SOM). Elle définit 5 régions « Diatomées » présentant des types de flores naturelles différentes. Cette zonation a un peu évolué par rapport au PGME précédent du fait d'une augmentation du jeu de données disponibles et de l'utilisation de 3 relevés annuels par site de référence pour tamponner l'effet de variations annuelles.

Les grilles actuelles utilisées pour l'évaluation de l'état écologique à partir des diatomées benthiques des cours d'eau sont présentées en **Figure 23** ci-dessous.

	Reference	VG/G	G/M	M/P	P/B	Minimum
Type 1	18,4	17,6	15,5	12,4	9,0	5,0
Type 2	17,4	16,4	13,8	10,0	5,9	1,0
Type 3	19,0	18,2	15,9	12,7	9,2	5,0
Type 4	18,1	17,1	14,3	10,4	6,1	1,0
Type 5	20,0	19,1	16,7	13,3	9,5	5,0

Quality Element (BQE)	Biological Index	Reference (median)	Ecological status class limits (In IBD 2007-EQRs)				
			VG/G	G/M	M/P	P/B	Min.
Phytobenthos (diatoms)	IBD 2007	1	0,94	0,78	0,55	0,3	0

Figure 23 : Grilles d'évaluation diatomique publiées dans l'Arrêté Evaluation du 28-08-2015

Elles servent à évaluer les cours d'eau de France de toute taille et n'ont pas été spécifiquement raisonnées pour le cas particulier des TGCE. Les 5 grilles du haut de la figure ont été données en valeurs d'IBD 2007 arrondies au 1 /10^{ème}. La grille d'évaluation en EQRs, qui fait référence pour l'évaluation et l'intercalibration, est unique pour les 5 types de cours d'eau et est re-normée entre le niveau médian de référence pour la zone naturelle considérée (EQR = 1) et la note indicielle minimale atteignable dans la zone considérée (EQR = 0).

Une grille d'évaluation des très Grands Cours d'Eau de France encore sommaire et contenant quelques cases grisées avec dièse, faute d'analyse de données assez solide sur laquelle s'appuyer (cours d'eau non évaluables dans l'état actuel des données disponibles et de nos connaissances), a été publiée à 2 reprises (Arrêté d'Evaluation du 25 Janvier 2010, très incomplet sur cette typologie de cours d'eau, puis récemment Arrêté Evaluation du 28 Août 2015 dont le contenu a été complété sur certains types de TGCE et qui, sauf parution d'un avenant modificatif sur cet aspect, aura force d'application pour tout le nouveau Plan de Gestion des Masses d'Eau 2016-2021 qui débute en ce moment).

Les Très Grands Cours d'Eau de France ne présentent plus une seule situation de référence vraie, pour cause d'anthropisation omniprésente qui ne permet plus d'envisager l'absence totale de pressions anthropiques sur ces grands hydrosystèmes au bassin versant déjà très étendu.

La grille qui a servi de base au contenu du dernier Arrêté d'Evaluation du 28-08-2015, présentée en **Figure 23 page suivante**, a été produite sur une base d'expertise et en partant du présupposé que l'échelle de taille des cours d'eau n'influence pas, ou vraiment à la marge, le niveau naturel de notation par le maillon diatomique par rapport à des cours d'eau plus petits.

Cette pratique a permis de pallier momentanément à l'absence de méthodologie facilement applicable, en l'absence de référence valide existante et tant que les jeux de données nationaux n'étaient pas suffisants pour permettre une analyse de données consistante.

Mais ce postulat était bien sûr un peu simplificateur ou réducteur. Un cours d'eau alpin avec une partie importante de son bassin versant située en altitude procure bien sûr des niveaux de notation indicielle un peu plus hauts, en l'absence de problème notable d'anthropisation, qu'un grand cours d'eau de plaine à la température *in situ* et au niveau trophique plus élevés, même en l'absence de pression anthropique notable. La minéralisation naturelle de l'eau peut aussi exercer sa part d'influence sur le niveau de notation indicielle.

		Valeurs inférieures des limites de Classes d'Etat Ecologique par type (IBD 2007)					
		Rang (basin Loire-Bretagne)	8,7	6	5	4	3,3,1
IBD 2007		Rang (autres bassins)	8,7,6	5	4	3	2,1
Hydroscénarios de niveau 1		Ces grands cours d'eau regroupés de l'IBD de niveau 1 indiqués en IBD de niveau 1	Très Grands	Grands	Moyens	Petits	Très Petits
20	DEPOTS ARDELS SABLEUX	Carénal		1514,510,54		1514,510,54	17,44,5,10,5,4
		IBD #71,33,33,10 (Amp-Patelet)		1514,510,54		1514,510,54	
		Exigence & l'IBD 9		1514,510,54			
21	MASSIF CENTRAL NORD	Carénal	1814,13-15	10-14-13,5		10-10-13-9,7	1814,13-15
		Exigence de l'IBD 11					
3	MASSIF CENTRAL SUD	Carénal	1814,13-15	10-14-13,5		10-10-13-9,7	1814,13-15
		Exigence de l'IBD 19					
		Exigence & l'IBD 8					
17	DEPRESSIONS SECONDAIRES	Carénal		17-14,5-10,5,4			
		Exigence de l'IBD 2 ou 21	#	1814,13-15	10,5-14-10,4	14,5-4-10-4	15,5-14-10-4
15	PLAINE SAONE	Carénal		1814,13-15	10-14-13,5	10-10-13-9,7	1814,13-15
		Exigence & l'IBD 5	1514,510,54				
		Exigence & l'IBD 14	1514,510,54				
5	JURA/PRE-ALPES DU NORD	Carénal		1814,13-15	10-14-13,5	10-10-13-9,7	1814,13-15
		Exigence & l'IBD 2	1814,13-15				
7	PRE-ALPES DU SUD	Carénal		1814,13-15	10-14-13,5	10-10-13-9,7	1814,13-15
		Exigence & l'IBD 2					
6	MEDITERRANEE	Carénal	1514,510,54		1814,13-15		
		Exigence & l'IBD 3 ou 7		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 9					
8	CEVENNES	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 1	1514,510,54				
16	CORSE	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 1	1514,510,54				
11	CAUSSES AQUITAINS	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 9					
14	COTEAUX AQUITAINS	Carénal		1814,13-15			
		Exigence de l'IBD 3 ou 11 ou 10	1514,510,54				
		Exigence & l'IBD 1 ou 4	1514,510,54				
13	LANGUEDOC	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 1	1514,510,54				
12	ARMOICAN	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 1	1514,510,54				
9	TABULIS CALCAIRES	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 10	1514,510,54				
10	COTES CALCAIRES BIT	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 4	1514,510,54				
22	ARDENNES	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 10	1514,510,54				
18	ALSACE	Carénal		1814,13-15			
		Exigence & l'IBD 4	1514,510,54				

Figure 24 : Grille d'évaluation diatomique des TGCE élaborée en vue de la publication de l'Arrêté du 28-08-2015

Avec l'élargissement du référentiel national disponible, si l'on constate qu'il est possible à certaines dates, sur quelques rivières arrivant dans cette échelle de taille de plus de 8 000 à 10 000 km², d'obtenir la note maximale de 20 pour l'IBD 2007, cela n'est pas la règle générale et est surtout rencontré sur des rivières provenant assez directement de zones d'altitude relativement préservées des effets de l'anthropisation (exemples : Durance, adossée aux Alpes, Dordogne adossée aux hautes-terres du sud-Est du Massif Central). Et en tout cas, si cette atteinte des plus hautes notes est possible, elle n'est pas systématique sur une série de plusieurs relevés prélevés au même site, qui intègrent une part de variabilité interannuelle.

D'autre part, l'affectation initiale des grilles de notation appliquées dans l'ellipse violette de la Figure 24 a découlé de façon assez automatique de l'application de la grille d'évaluation (basée sur des EQRs) utilisée dans le même ensemble géographique (HER de niveau 1) sur des cours d'eau de taille inférieure (cours d'eau de moyens à grands).

Certaines situations particulières, vis-à-vis desquelles cette façon de procéder est un peu simpliste, ont donc été repérées :

- 1) notion de grand cours d'eau traversant une HER donnée alors qu'il provient de façon dominante d'autres contextes géo-climatiques,
- 2) problèmes de confluence de cours d'eau de typologie très différente, notamment sur le plan physique et hydrochimique, en fonction de l'implantation géo-climatique de leur bassin versant, et dispositif d'évaluation à adopter à l'aval de cette confluence (ex : le Rhône à partir de sa confluence avec la Saône à Lyon, qui ne peut plus être judicieusement évalué sur la même base de Très Grand Cours d'Eau Alpin). Outre cet exemple très illustratif, d'autres cas d'espèce un peu différents, mais nécessitant un raisonnement et un traitement particulier, ont aussi été repérés.

Il importe donc de réviser ce prototype de dispositif national d'évaluation TGCE :

- en s'appuyant sur le maximum de données nationales actuellement disponibles sur cette typologie de taille de cours d'eau (les possibilités d'analyse solide de données n'étant pas vraiment envisageables jusqu'à un passé assez récent) ;
- en tenant compte de la pratique et du calage de niveau de nos pays voisins ; c'est l'exercice d'intercalibration en cours qui permettra de vérifier, via l'utilisation d'un étalon commun d'intercalibration (ICM), si notre pratique s'aligne ou non avec les autres pays-membres, à commencer par le calage du niveau de référence par défaut adopté pour chaque type et avec un focus particulier appliqué sur la limite inférieure de Bon Etat ;
- en raisonnant chaque cas particulier rencontré sur la base de l'analyse de données et avec l'intervention de jugement d'expert, afin que la pratique de l'évaluation intervienne de façon cohérente sur le cours d'eau concerné par une particularité, mais aussi de façon globalement équitable en inter-TGCE.

5.2 *Bilan des requêtes, examen de l'existant :*

Les requêtes portant sur le contenu de la base Pandore la plus actuelle ont visé à identifier les sites de réseaux nationaux sur lesquels co-existait le **doublet** entre **relevés diatomiques** et **données de chimie associées** entre 2007 et 2013, sachant que les derniers relevés diatomiques inclus pour l'instant sont ceux de l'année 2013 et qu'il manque encore la chimie 2012 et 2013. Les résultats de ces requêtes sont présentés en **Figure 23** page suivante.

Pour respecter la demande du GIG, un relevé diatomique réalisé à une date donnée a été associé à la **moyenne annuelle** des données abiotiques sur un intervalle de dates allant de (T - 12 mois) à (T + 15j).

Mais dans le cadre de l'étude nationale TGCE en cours, les mêmes données d'inventaire diatomique pourront être analysées un peu plus tard au regard de données de chimie moyennées sur 3 mois, ce qui est plus conforme au temps d'intégration caractéristique de ce maillon biologique.

2 requêtes différentes ont été effectuées :

- l'une portant sur tous les sites à BV intégré > 10 000 km² (conforme au cadrage du GIG pour la fourniture de jeux de données nationaux qui seront soumis à l'intercalibration),

- l'autre portant sur tous les sites > 8000 km², ce qui a plus de sens pour réviser l'évaluation des plus grands affluents des grands fleuves Français en amont de leur confluence avec le drain principal.

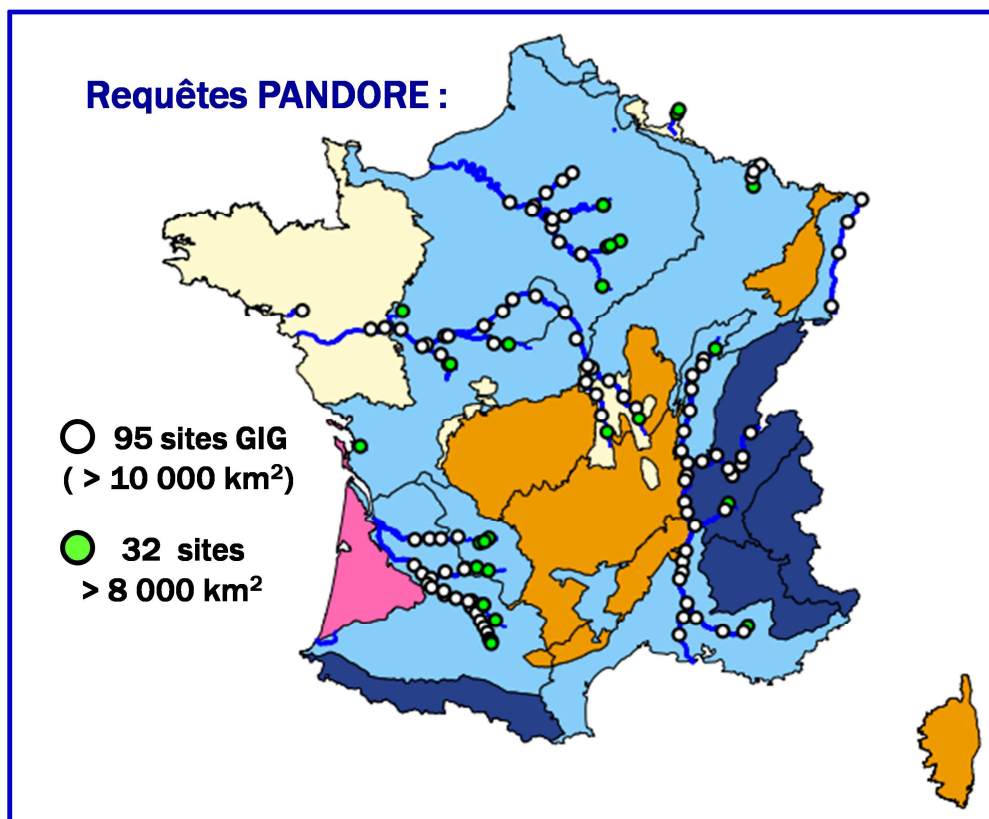


Figure 25 : Bilan des 127 sites nationaux TGCE associant descripteurs abiotiques chimiques et relevés diatomiques

Au bilan, il va pouvoir être travaillé sur 127 sites nationaux présentant, selon le cas, entre 1 et 6 relevés diatomiques couplés chimie sur la période : 95 sites de plus de 10 000 km² (figurés par des ronds blancs) et 32 sites de plus à surface cumulée se situant entre 8 000 et 10 000 km², implantés un peu plus en amont dans les bassins versants et figurés par des ronds verts, qui apportent une information précieuse sur la plupart des grands affluents des principaux fleuves avant leur confluence avec le drain principal.

Vu l'aspect incomplet des référentiels antérieurement disponibles pour la proposition et le calage des dispositifs d'évaluation TGCE successivement publiés dans des Arrêtés nationaux d'Evaluation (celui du 21-01-2010 puis très récemment, celui du 28-08-2015), la situation géo-climatique de ces sites et leur implantation précise dans un réseau hydrographique donné doivent faire l'objet d'un ré-examen attentif afin de repérer et d'expertiser les anomalies qui ont pu être générées par l'affectation plus ou moins automatique réalisée.

Des problèmes peuvent concerner dans certains cas le rattachement typologique aux régions naturelles diatomées qui a été fait, ou dans d'autres cas l'inadéquation du niveau de grille d'évaluation utilisée par rapport au cas particulier présenté par certains sites (ex : aspect des confluences), dans le cadre des Arrêtés d'Evaluation publiés jusqu'à ce jour.

La **Figure 26** ci-dessous différencie les sites (cercles à bordure noire) pour lesquels l'affectation automatique à la région diatomées traversée ne pose a priori pas de problème et ceux où, pour différentes raisons, l'affectation actuelle pose question et serait pour le moins à ré-examiner, puis à modifier le cas échéant.

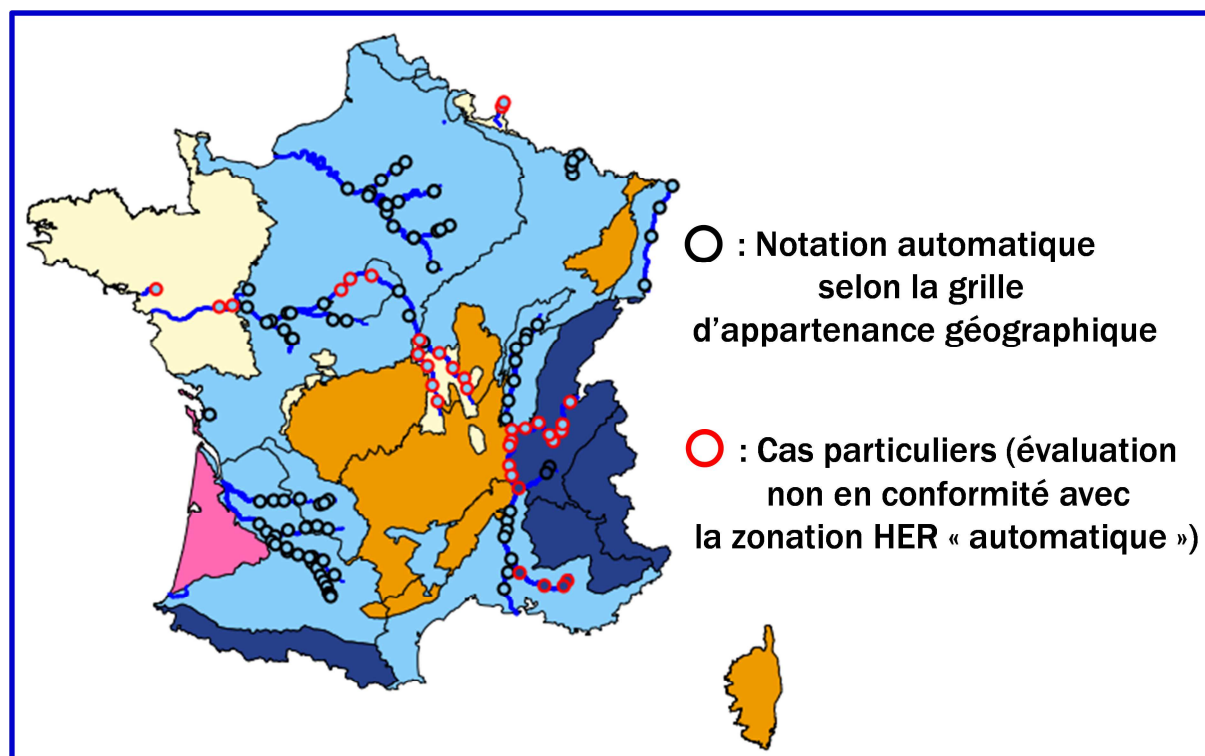


Figure 26 : Classification automatique de la grille d'évaluation selon la Région Diatomées d'appartenance, illustration des cas spécifiques à expertiser (en rouge)

Les principaux sites posant question sur la stratégie nationale d'évaluation sont les suivants :

a) **Le tronçon du Rhône automatiquement rattaché à la région Alpine** (Région 5 de la **Figure 22**), de son entrée sur le territoire Français dans le secteur de Pougny jusqu'à son passage en zone méditerranéenne de plaine (Région 4). Deux problèmes se posent sur ce tronçon. L'évaluation du parcours français du Rhône sur son tronçon amont, après l'exutoire du lac Léman et jusqu'à l'agglomération de Lyon, n'était pas encore réglé dans le dernier Arrêté Evaluation (classification en TGCA, très Grand Cours d'Eau Alpin, mais case grisée avec dièse). Il est en tout cas certain que la grille de Région Diatomées n°5 est trop sévère pour un cours d'eau de cette taille, qui plus est après avoir traversé l'un des plus grands lacs d'Europe. Le second problème concerne le Rhône à partir de l'agglomération de Lyon et avant son passage dans la Région Diatomées n°4 (passage dans le domaine Méditerranéen, contexte de plaine plutôt minéralisée). En effet, un changement notable de ses caractéristiques hydrochimiques se produit à partir de sa confluence avec la Saône, importante rivière de plaine très minéralisée.

b) **La Durance**, cours d'eau sous forte influence alpine, est actuellement évaluée dans le cadre de la Région Diatomées n°4 « Plaines, forte minéralisation », alors que **l'Isère** est évaluée avec la grille de la Région Diatomées n°5 « Zone Alpine », beaucoup plus sévère. Or cette différence de système de notation entre 2 rivières d'origine comparable n'est pas justifiée.

De plus, la station la plus aval de l'Isère passe actuellement sur une grille d'évaluation plus laxiste pour une part modeste de son cours (passage en zone de plaine minéralisée du domaine méditerranéen). Cela est difficile à justifier dans le contexte où le passage dans cette nouvelle région naturelle, quelques kilomètres seulement avant sa confluence avec le Rhône, n'a pas le temps de modifier les caractéristiques hydrochimiques et thermiques de la rivière, et où cette station est de plus la mieux notée de tout le parcours TGCE de l'Isère.

c) **Problème de l'Allier et de la Loire** avec le passage automatique de la Région Diatomées n°3 à l'amont, qui procure une évaluation plutôt sévère (mais ce ne sont pas encore des TGCE...) à la Région Diatomées n° 2 pendant le passage dans les dépressions sédimentaires de Nord-Massif Central ou de Sologne puis à nouveau, complètement à l'aval, lors de l'arrivée dans le secteur Sud-Bretagne. Dans les autres secteurs, c'est une grille de notation n°4 (cours d'eau de plaine, eaux minéralisées) qui s'appliquerait. Il faut donc adopter une solution permettant une évaluation logique, lissée par rapport à l'hydrochimie nécessairement composite au niveau de si larges bassins versants et par rapport à la place des sites dans le continuum amont-aval, et sans discontinuité artificielle de notation qui serait uniquement générée par un changement de grille d'évaluation alors que la courte traversée d'une autre HER n'aura pas le temps de modifier l'hydrochimie de fond du TGCE.

d) Grille de notation différente et à différentiel d'évaluation discutable entre **la Meuse et la Moselle**.

e) Cas de **la Vaine aval** à ré-expertiser par sécurité.

Hormis ces cas qui précèdent, pour lesquels le problème réside dans une **adéquation discutable entre localisation du site et grilles d'évaluation correspondantes par affectation géographique automatique**, il va falloir résoudre aussi le cas du **Rhin** qui prend sa source et s'écoule en Suisse, puis qui devient fleuve transfrontalier entre ce pays et le Liechtenstein puis l'Allemagne, où il traverse aussi un grand lac (le Lac de Constance), avant de débiter son parcours frontalier entre France et Allemagne au long de la Plaine d'Alsace.

Le cas de ce fleuve est *a priori* assez comparable à celui du Rhône dans son secteur en amont de Lyon, depuis l'aval de sa traversée du Léman jusqu'à sa confluence avec la Saône. Sur le plan réglementaire, ces deux cours d'eau se trouvent actuellement dans le même cas (**classification en TGCA, Très Grands Fleuves Alpains, case de couleur grisée contenant un dièse**, signalant un **contexte d'évaluation encore non défini**). Il va donc falloir étudier plus avant les données et proposer un dispositif d'évaluation si possible cohérent entre le Rhône sur le secteur amont de Lyon et le Rhin dans la partie plaine d'Alsace.

Pour le Rhône, qui est pour l'instant rattaché successivement à 2 types nationaux et à 2 régions diatomées (la Région 5 ou région Alpine, la Région 4 de plaine minéralisée, en zone méditerranéenne, cf **Figure 22**), il y a 2 problèmes à résoudre. Le premier est d'établir un niveau de notation correct pour le secteur depuis l'exutoire du Lac Léman jusqu'à Lyon. Si le rattachement au secteur alpin est logique géographiquement et hydrologiquement, la grille 5 diatomées ne peut pas s'appliquer sur le Rhône dans ce secteur car elle serait exagérément sévère, compte tenu de la dimension déjà importante du BV cumulé de cet hydrosystème et du fait qu'il a traversé un grand lac alpin au volume très important (le Léman) avant de reprendre son cours fluvial. Jusqu'à présent, la case correspondante de dernier Arrêté était en grisé et avec dièse (pas de grille de notation proposée), et la grille alpine actuelle pour de plus petits hydrosystèmes (grille de la Région 5) sera manifestement trop sévère pour un cours d'eau de cet ordre de taille qui a de plus traversé un grand lac.

Le 2^{ème} problème sur le classement automatique de ce tronçon en TGCA se situe de l'aval de la confluence avec la Saône, grosse rivière très minéralisée et plutôt de plaine, qui change de façon assez conséquente l'hydrochimie du Rhône à partir de Lyon, jusqu'à la confluence avec l'Isère. Sur ce tronçon, le Rhône était toujours classé TGCA et n'était pas évaluable jusqu'à présent. Il va falloir proposer une pratique d'évaluation adaptée tenant bien compte du contexte longitudinal de ce fleuve et de l'influence de sa confluence avec la Saône, actuellement évaluée pour sa part avec la grille de la Région 4. La logique voudrait qu'il en devienne de même pour le Rhône à l'aval de cette confluence.

Ensuite, à l'aval de cette confluence avec l'Isère, le Rhône était jusqu'à présent évalué selon une grille de rivière de plaine minéralisée en zone méditerranéenne (Grille 4), qui ne pose pas de problème particulier.

5.3 Contraintes liées au propre échancier de travail du GIG « VLRs »

Cette fin d'année 2015, le démarrage de l'exercice européen d'intercalibration TGCE dans les meilleurs délais possibles a occasionné quelques contraintes, à savoir qu'il fallait assez rapidement proposer les modifications au système national d'évaluation présentant une bonne cohérence interne et ayant les meilleures chances d'être maintenues par la suite (sauf écart injustifié par rapport aux autres Pays-Membres, qui pourrait nécessiter ensuite un éventuel réalignement).

Pour que cet exercice puisse débiter, la coordinatrice de l'exercice, Dasa HLUBIKOVA, a demandé aux Etats-Membres voulant participer, sous délai contraint :

- de décrire avec précision leur système national à intercalibrer et ses principes de fonctionnement. Nous avons donc envoyé une note nationale d'expertise en anglais décrivant le système d'évaluation français et son mode de fonctionnement (note technique d'expertise envoyée au GIG le 15-12-2015) ;
- d'envoyer les données d'évaluation diatomique du jeu de données national soumis à cette intercalibration. Cet envoi devait inclure le calcul d'EQR par relevé diatomique dans la bonne zone géographique et selon la bonne grille d'évaluation, ce qui présupposait d'avoir déjà défini un système d'évaluation-candidat et d'avoir travaillé à la résolution des quelques problèmes diagnostiqués et listés au Chapitre 5-2 qui précède.

Afin de garantir la participation effective de la France à l'exercice d'intercalibration, il a donc fallu réaliser dans l'urgence un travail permettant d'effectuer la proposition de dispositif national révisé, et envoyer aussi au GIG le jeu de données français « TGCE » incluant les modifications de calculs d'EQRs (requis pour avant les fêtes de fin d'année 2015).

5.4 Réadaptation du dispositif de grilles nationales au cas des TGCE :

L'adaptation qui a été proposée pour évaluer plus judicieusement les TGCE est présentée en **Figure 27** page suivante.

Au moins sur notre territoire national de France métropolitaine, il n'existe plus aucun site de référence vraie sur très grands cours d'eau. Des pressions anthropiques peuvent s'exercer sur des secteurs même lorsqu'ils sont situés en partie très amont des cours d'eau (villages et / ou élevages de montagne, stations de ski, etc...).

Elles peuvent ne pas être rencontrées sur de petits à moyens cours d'eau dans quelques secteurs sauvages et préservés, qui peuvent alors constituer des références valides sous réserve des vérifications d'usage (critères de la Guidance ECOSTAT *ad hoc*).

Cependant, à partir du moment où on s'intéresse à des bassins versants intégrés d'aussi grande taille (ici, surface cumulée de BV > 8 000 à 10 000 km²), avec la densification de population et d'activités humaines, diverses catégories de pressions anthropiques deviennent inévitables et provoquent forcément des effets non négligeables, à un moment ou à un autre.

a) Grilles d'évaluation en notes d'IBD 2007

	REF	VG/G	G/M	M/P	P/B	MIN
Region 1	18,1	17,598	15,152	12,878	9,828	5,0
Region 2 (*)	17,4	16,416	13,792	10,020	5,920	1,0
Region 3	19,8	18,188	15,928	12,788	9,288	5,0
Region 4 (*)	18,1	17,074	14,338	10,405	6,130	1,0
Region 5 (*)	20,0	19,100	16,700	13,250	9,500	5,0
Region 6 (*)	18,6	17,544	14,728	10,680	6,280	1,0

(*) : Grilles utilisées sur TGCE (niveaux de référence par défaut)

b) Grille unique d'évaluation en EQRs

Quality Element (BQE)	Biological Index	Reference (median)	Ecological status class limits (in IBD 2007-EQRs)				
			VG/G	G/M	M/P	P/B	Min.
Phytobenthos (diatoms)	IBD 2007	1	0,94	0,78	0,55	0,3	0

Figure 27 : Adaptation des grilles d'évaluation de l'Etat Ecologique pour les Très Grands Cours d'Eau : a) en notes d'IBD 2007 (arrondies au 1/1000^{ème}) ; b) en grille unique d'EQRs

Dans ces conditions, il n'est plus possible de respecter les mêmes principes de construction de grilles d'évaluation que pour de plus petits cours d'eau, qui avaient été calculées à partir du niveau de référence médian réellement observé pour une région diatomées donnée. Il faut donc faire preuve de pragmatisme, en s'appuyant le plus possible sur le système d'évaluation déjà proposé pour les autres types de cours d'eau (utilisation chaque fois que possible de grilles pré-existantes), et en ne complexifiant le dispositif qu'à la marge pour permettre d'évaluer sur une base équitable les quelques TGCE qui ne pouvaient l'être sur la base d'aucune des grilles déjà utilisées.

Dans tous les cas, les niveaux de référence de ces grilles ne résultent pas d'une statistique de relevés observés sur de vrais sites de TGCE de référence (alors que, pour des cours d'eau de taille plus modeste, il s'agissait de la médiane des vraies notes de référence), mais à des niveaux de référence projetés sur des cours d'eau déjà sous le coup d'altérations et de baisses de notes, ou *a minima* à des conditions de moindre effet de l'anthropisation (least disturbed condition). Il faut préciser qu'en France, ce dernier cas n'est plus rencontré que sur de rares rivières de cette échelle de taille (Durance, Dordogne...) suffisamment préservées pour que les notations indicielles puissent encore atteindre les notes maximales de façon assez courante.

Par rapport aux types naturels de flore diatomique présents sur des systèmes plus petits, il faut noter que le seuil minimal de taille requis pour faire partie des TGCE (> 8 000 km²) implique déjà une baisse sensible d'altitude des sites concernés et s'accompagne très souvent d'une composition hydrochimique naturelle plus composite que pour de plus petits hydrosystèmes.

Ainsi, il n'est plus possible à cette échelle de taille de rencontrer des conditions hydrochimiques naturelles très particulières et circonscrites, par exemple celles correspondant au massif sableux des Landes de Gascogne (eaux très peu minéralisées et acides, flores naturelles acidobiontes). Pour les cours d'eau correspondant au seuil de taille minimal requis par le GIG (>10 000 km²), il devient donc tout-à-fait exceptionnel, au niveau de tout notre territoire Français, de se classer dans la typologie de faible alcalinité (<0,5 meq Ca CO₃), alors que ce cas n'est pas rare pour des hydrosystèmes plus petits. Dans cette catégorie de taille, seule la Vilaine aval rentre dans ce seuil et d'autres rivières modestement minéralisées (Allier, Meuse...) le dépassent déjà légèrement, sur la base de la valeur moyenne.

D'autre part, la plupart des TGCE ne peuvent pas être évalués judicieusement avec des grilles aussi sévères que pour des cours d'eau plus petits, sauf cas particulier de certains affluents arrivant directement de zones de hautes montagnes.

Compte-tenu de ce qui précède, par rapport aux grilles pré-existantes dans le système national d'évaluation diatomique des cours d'eau, 2 grilles deviennent sans objet pour des systèmes aussi grands et composites (cf **Figure 27, partie a**) : la grille de Région Diatomique 1 (flores acidobiontes des cours d'eau acides des landes) et la grille de Région 3 (flores naturelles des hautes-terres du Massif Central, sur eaux faiblement minéralisées, dont le niveau de référence est trop élevé pour la plupart des TGCE).

La grille de Région 2 ne peut être utilisée que de façon anecdotique (cas unique de la Vilaine aval, issue de la couverture hercynienne du socle Armoricaïn), compte-tenu des niveaux composites d'alcalinité atteints par la plupart des cours d'eau de cet ordre de taille.

La grille de Région 4 (Plaines minéralisées) est convenable pour la plupart des TGCE s'écoulant dans un contexte carbonaté de plaine.

La grille de Région 5 (reliefs alpins), qui est basée sur des niveaux de référence élevés et sur l'impossibilité d'atteindre les plus basses notes d'IBD 2007 pour cause d'hydrodynamique et de dilution élevées, peut *a priori* être propagée vers l'aval pour 2 affluents alpins du Rhône : l'Isère et la Durance, directement adossées à un réseau hydrographique montagnard.

Il a été jugé nécessaire de rajouter une grille N° 6, moins sévère, pour permettre d'évaluer sur une base judicieuse de grands hydrosystèmes issus de zones montagneuses, mais plus éloignés des reliefs et aux bassins versants plus intégrateurs. Les TGCE concernés se situent tous à l'aval de systèmes lénitiques à gros volume interne, ce qui nécessite aussi une adaptation à la baisse du niveau de référence par défaut adopté. Ces 3 hydrosystèmes sont le Rhône depuis la sortie du Lac Léman jusqu'à Lyon, le Rhin, qui a traversé le Lac de Constance, et la Dordogne dont le système hydrographique amont, sur drain principal et sur affluents, traverse de grosses retenues (Bort-les-Orgues, Entraygues-sur-Truyère etc...).

C'est ce système de grilles qui a servi de base aux calculs d'EQRs contenus dans le jeu de données français fourni en décembre 2015 pour l'exercice d'intercalibration. Ce jeu de données contient une sélection nationale de 221 relevés diatomiques prélevés sur 95 sites situés au long de TGCE de plus de 10 000 km².

5.5 *Expertise et résolution des cas particuliers de TGCE :*

La **Figure 26** présente un bilan des cas particuliers à expertiser (sites cerclés de rouge), qui ressortent après application d'une affectation automatique de grille d'évaluation par rapport à l'HER de rattachement du site à évaluer (ce rattachement automatique étant fonction de ses coordonnées géographiques et de la classification typologique du TGCE à ce site dans le cadre de la typologie nationale des cours d'eau).

Sur cette base, l'expertise a été traitée bassin par bassin et les principaux éléments de décision sont illustrés dans les figures suivantes (de 28 à 31). A noter que toutes ces figures ont été construites à partir de résultats d'évaluation issue de la **Campagne 2012** des réseaux d'observation, dont le dispositif était à peu près complet et représentatif des réseaux actuels de surveillance en place sur TGCE.

a) Bassin du Rhône :

Le Rhône dans sa partie située entre l'aval du Lac Léman et sa confluence avec l'Isère (aval de Jons) était considéré dans la typologie nationale comme un TGCA (Très Grand Cours d'Eau Alpin), mais ne faisait pas encore l'objet d'une évaluation sur la base du compartiment diatomique (case en grisé avec dièse).

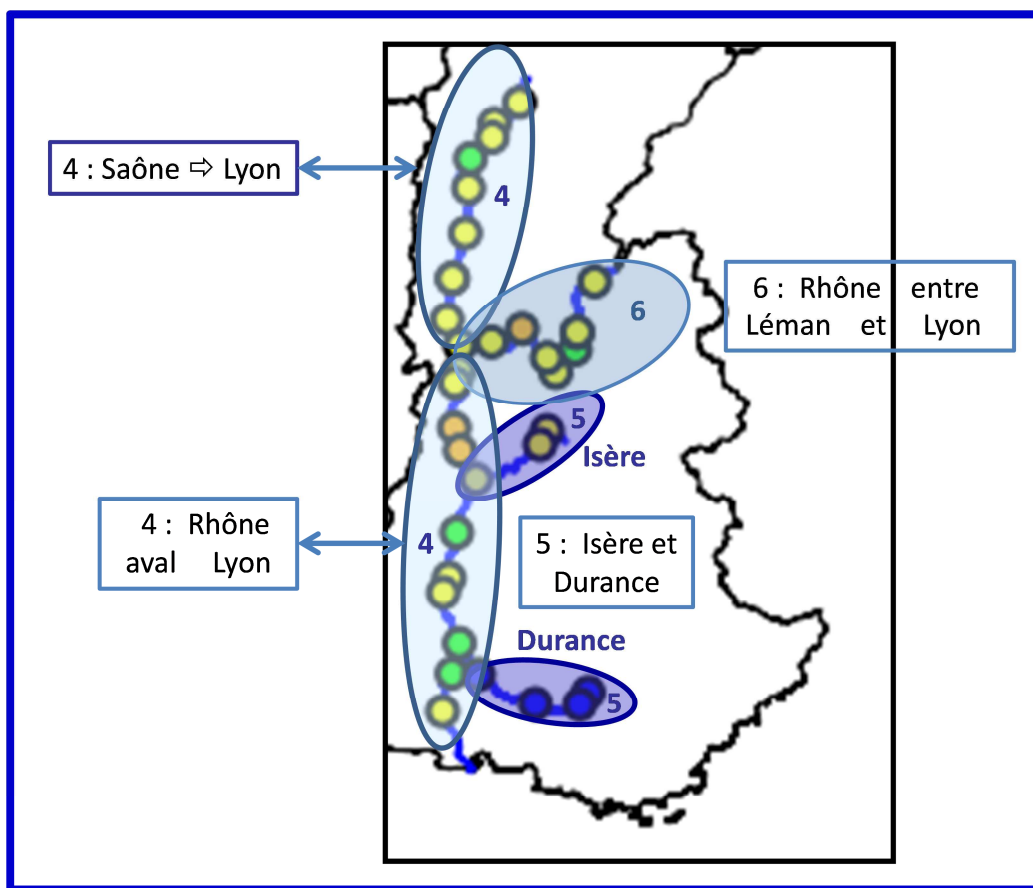


Figure 28 : Dispositif d'évaluation proposé pour les TGCE du bassin hydrographique du Rhône

Les particularités de son cours sur ce secteur sont les suivantes :

- Son arrivée en France (secteur de Pougny) s'effectue en aval du lac Léman, sur une surface cumulée de bassin versant (incluant le parcours fluvial en Suisse et la surface de la cuvette en eau du lac Léman) de 10 370 km².
- Après son parcours dans le Jura français, il arrive dans l'agglomération de Lyon où se situe sa confluence avec la Saône. Cette confluence marque un changement typologique assez important (outre le changement hydrologique lié à l'apport d'une rivière de plaine, l'hydrochimie de base de l'eau subit un accroissement net d'alcalinité du à cette rivière très minéralisée avec des influences halines).
- A l'aval de cette confluence, il s'écoule toujours dans une HER rattachée à l'ensemble alpin jusqu'à l'aval de Jons, où intervient sa confluence avec l'Isère.

Cependant, sur cette partie à l'aval de Lyon, le Rhône ne peut plus être considéré comme typologiquement identique à la partie Jurassienne de son cours (confluence avec la Saône et modification de son hydrochimie, bassin versant intégré plus composite et d'ordre de taille sensiblement accru, aménagements anthropiques physiques de son cours...).

-Dans le secteur de la confluence avec l'Isère, sur la base du zonage des HER1, il passe dans le domaine des cours d'eau de plaines minéralisées et sous influence méditerranéenne.

Il faut préciser aussi que l'affectation typologique automatique sur la base de l'HER traversée au site pose également problème pour la Saône, qui entre dans une HER alpine à son site le plus aval (Lyon) alors qu'elle est considérée comme rivière carbonatée de plaine sur tout son cours de TGCE plus à l'amont.

Enfin, la différence de traitement actuelle pour l'Isère et la Durance, basée sur la projection géographique des HER1 alors qu'elles sont toutes deux issues de la haute montagne alpine, n'est pas justifiée.

L'**Isère** est actuellement évaluée comme un TGCE alpin, ce qui est logique, et passe en domaine méditerranéen sur sa station de réseau la plus aval (Châteauneuf-sur-Isère), juste en amont de sa confluence avec le Rhône. Mais ce court passage dans une HER de plaine calcaire méditerranéenne, à faible distance avant sa confluence, n'a le temps de changer ni son régime, ni son hydrochimie de base, ni ses caractéristiques thermiques *in situ.*, il vaut donc mieux l'évaluer sur la même grille jusqu'à sa confluence avec le Rhône pour éviter de générer une discontinuité longitudinale d'évaluation.

De son côté, la portion de la **Durance** classée en TGCE est géo-localisée automatiquement en zone méditerranéenne et induirait l'emploi d'une grille d'évaluation plus laxiste que celle de l'Isère (la grille 4 au lieu de la 5), ce qui ne se justifie ni en fonction du bassin versant d'origine de ces cours d'eau (zone de montagne alpine dans les 2 cas), ni en fonction du niveau de référence à considérer. En effet, l'Isère est sensiblement plus altérée que la Durance qui, malgré sa taille et les problèmes importants d'abstraction d'eau qu'elle subit, présente une qualité d'eau plutôt bonne et obtient des notes d'indice diatomique élevées, proches des niveaux de référence pour la zone alpine. Sur ce maillon en tout cas, l'emploi d'une grille d'évaluation de type plaine méditerranéenne ne se justifie pas et créerait une incohérence avec l'évaluation de l'Isère.

La proposition de dispositif d'évaluation pour cet hydrosystème du Rhône et affluents, récapitulée en **Figure 28**, est donc la suivante :

- évaluer la Saône sur tout son cours TGCE, y compris sur son court parcours dans l'HER Alpes, sur la Grille 4 (rivières de plaine minéralisées),
- évaluer l'Isère jusqu'à sa confluence avec le Rhône et la Durance jusqu'à sa confluence avec le Rhône sur la base de la Grille 5 (rivières alpines),
- évaluer le Rhône sur son parcours Jurassien, jusqu'à sa confluence avec la Saône à Lyon, sur la base de la nouvelle Grille 6,
- évaluer le Rhône à partir de sa confluence avec la Saône à Lyon jusqu'à son embouchure sur la base de la même Grille 4 (d'abord cours d'eau de type « rivière de plaine minéralisée » depuis l'aval de sa confluence avec la Saône jusqu'à la confluence avec l'Isère, puis cours d'eau rattaché à l'HER « plaines calcaires méditerranéennes » de la confluence avec l'Isère jusqu'à son embouchure sur la Méditerranée).

b) *TGCE du Nord-Est de la France :*

Les 3 hydrosystèmes classés TGCE dans ce secteur sont le Rhin, la Meuse et la Moselle.

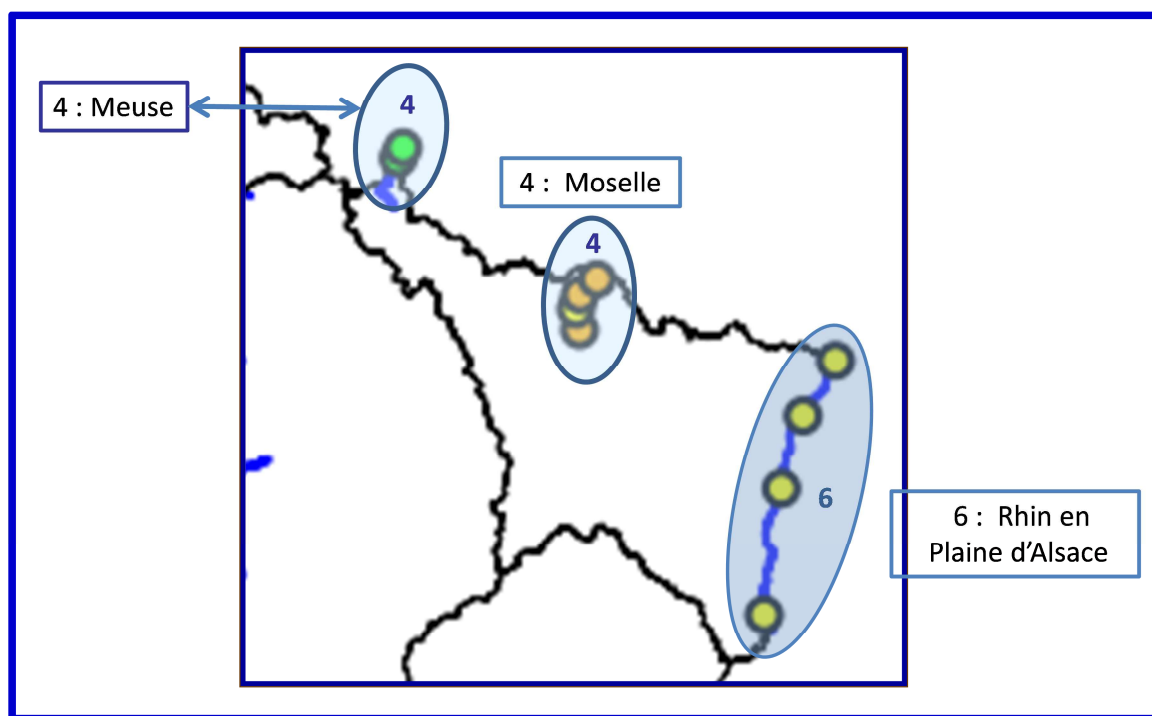


Figure 29 : Dispositif d'évaluation proposé pour les TGCE du Nord-Est de la France

Bien que présentant déjà une surface cumulée sensiblement plus importante que le Rhône dans son secteur Jurassien, **le Rhin**, qui cumule déjà 37 000 km² à son entrée en France dans la Plaine d'Alsace (http://www.eau-rhin-meuse.fr/connaissance_du_bassin_rhin_meuse), présente d'assez grandes similitudes avec le Rhône à l'amont de Lyon. Son cours amont est implanté en Suisse, où il présente des secteurs frontaliers avec le Liechtenstein et l'Allemagne. De plus, ce fleuve a aussi dû traverser un grand lac alpin (le lac de Constance) en amont de son arrivée en plaine d'Alsace. Enfin, comme le Rhône, il a été classé dans le type TGCA mais comme lui, au niveau réglementaire, il n'était pas évaluable jusqu'à présent dans le dispositif national d'évaluation (case grisée avec un dièse).

Pour pouvoir envoyer le jeu de données national avec les calculs d'EQRs, la proposition a été d'évaluer le Rhin sur la base de la **nouvelle grille proposée pour les grands TGCE originaires de zones montagneuses (Grille 6)**.

Le résultat du premier essai de comparaison, qui devrait être disponible en Mars ou Avril 2016, nous indiquera si cette pratique d'évaluation est correcte ou non.

Sur la base de l'attribution automatique de typologie en fonction de l'HER d'appartenance, le cas de la **Meuse** et de la **Moselle**, rivières de Lorraine assez proches géographiquement, pose question.

En effet, la **Moselle** est une rivière très minéralisée (Cond. El. de 1500 à 1800 µS/cm) subissant, avec certains de ses affluents (la Seille...), des influences halines à la fois naturelles (origine géologique) et anthropiques (industries chimiques). Cette rivière est logiquement évaluée sur la base de la Grille 4 Diatomées.

Par contre, la **Meuse**, rivière voisine qui ne subit pas d'influence haline, est aussi fortement minéralisée et carbonatée (Cond. El. centrée sur 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Sur la base de son classement typologique automatique (passage dans les Ardennes), elle serait évaluée comme TGCE sur la base de la Grille 2, grille peu sévère correspondant plutôt à des cours d'eau peu minéralisés sous influence géologique hercynienne, alors que son cours amont est sous influence géologique de sédiments calcaires du Bassin Parisien. De plus, elle ne présente pas de problème de niveau d'évaluation (elle est plutôt de bonne qualité)

La proposition est de continuer d'évaluer la Meuse dans son secteur TGCE sur la base de la même grille de qualité que la Moselle et que son réseau amont + affluents, à savoir la Grille 4. Les calculs d'évaluation préalables à l'envoi du jeu de données à intercalibrer ont donc été faits dans ce sens.

c) *Cours d'eau de l'Ouest de la France :*

Les 3 réseaux hydrographiques TGCE de ce secteur sont la Seine, la Vilaine et la Loire (cf **Figure 30**).

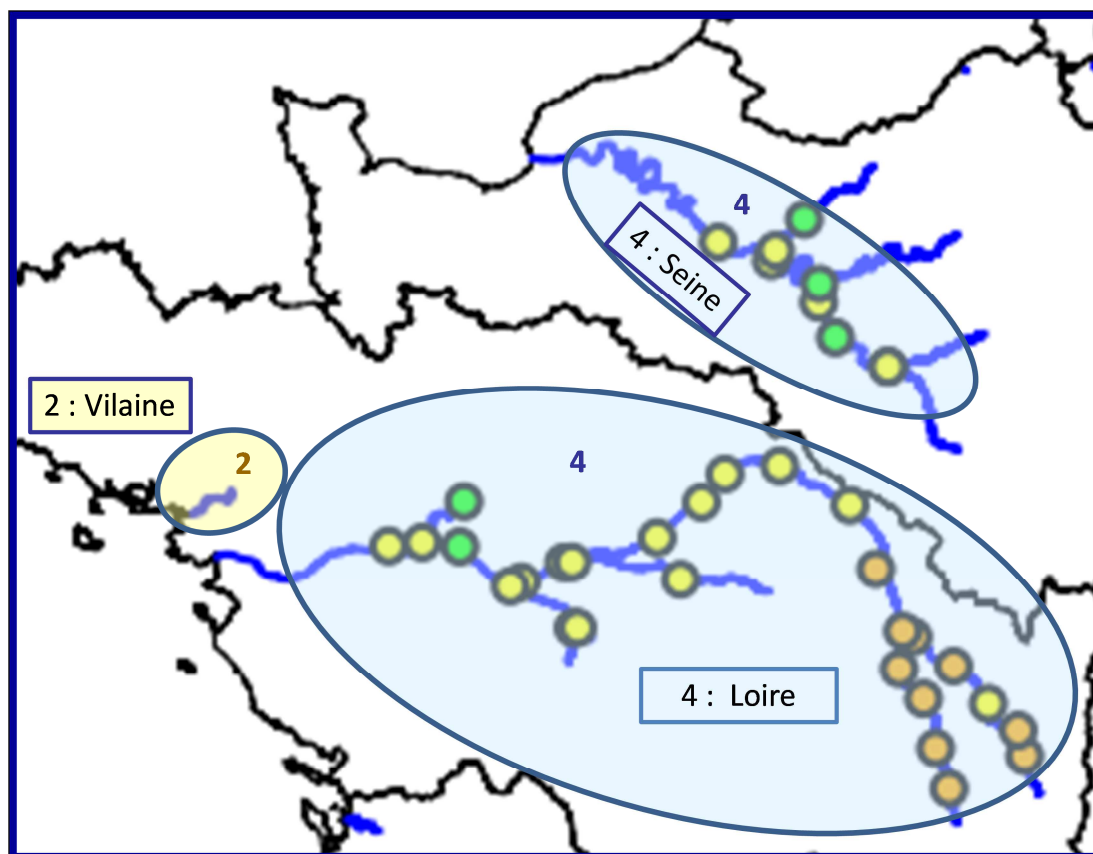


Figure 30 : Dispositif d'évaluation proposé pour les TGCE de l'Ouest de la France

La **Seine** et son réseau d'affluents est complètement originaire du contexte géologique sédimentaire du Bassin Parisien. Aussi, l'évaluation antérieurement pratiquée, qui correspondait à une affectation typologique d'évaluation sur la base de la Grille 4 Diatomées, ne pose pas question et sera maintenue.

Le cas de la **Vilaine**, assez atypique au niveau de sa classification, a fait l'objet d'un ré-examen. Tout le réseau hydrographique amont de cette rivière est originaire de formations peu minéralisées d'origine hercynienne (massif Armoricain) ou de ses contreforts à substrats géologiques également peu minéralisés (faible présence de calcium et de carbonates). Cette rivière est donc le seul TGCE de plus de 10 000 km² de France qui a été rattachée au type GIG correspondant aux rivières de faible alcalinité (<0,5 meq Ca CO₃ / l). Cela justifie et confirme donc son évaluation selon la Grille 2 Diatomées (grille la moins sévère, réservée aux cours d'eau peu minéralisés de plaine). C'est le seul cours d'eau de cet ordre de taille évalué selon cette grille, qui concerne aussi des cours d'eau de plus faible taille originaires de substrats hercyniens (dont Massif Armoricain, dépressions sédimentaires Nord-Massif Central...).

La **Loire** et son principal affluent l'**Allier** sont concernés par des problèmes d'affectation automatique de grille d'évaluation en fonction de l'HER traversée, qui posent des problèmes de zonation longitudinale et de cohérence d'évaluation.

Ces 2 cours d'eau sont originaires des hautes terres du Massif Central et leur réseau hydrographique amont est évalué sur la base de la Grille 3, spécifique à cette région peu minéralisée d'altitude (cf **Figure 22**) et relativement sévère, mais non proposée à l'application pour les TGCE (cf **Figure 27**).

Leur arrivée dans la catégorie de taille TGCE coïncide avec leur arrivée dans les dépressions sédimentaires du Nord-Massif Central, qu'elles traversent assez rapidement et qui, sur base d'affectation automatique, leur verrait attribuer la Grille 2 diatomées, assez laxiste. Ensuite, elles arrivent en zone de plaine calcaire notant à nouveau un peu plus sévèrement. Enfin, la Loire aval arrive en zone peu minéralisée de l'ensemble géologique armoricain, auquel correspondrait une nouvelle fois la Grille 2 diatomées, la moins sévère.

Il faut donc adopter des dispositions évitant, au long du même continuum Loire + Allier, des effets de discontinuités longitudinales d'évaluation peu justifiables (court passage, après une grille 3 sévère sur les hautes terres du Massif Central, à une grille 2 peu sévère, puis passage à une grille 3 à nouveau un peu plus sévère correspondant aux plaines carbonatées, pour terminer une nouvelle fois sur la grille 2 la moins sévère (rivières peu minéralisées de plaine) alors que la Loire moyenne et aval est sensiblement minéralisée.

La proposition de dispositif pour l'hydrosystème Loire, présentée en **Figure 30**, est donc de démarrer l'évaluation sur la base de la Grille Diatomées 4 dès l'arrivée dans les dépressions sédimentaires du Nord du massif Central (grille de sévérité intermédiaire entre la Grille 3 et la Grille 2, dont le laxisme ne se justifierait pas vu le court parcours dans cette zone de ces longs cours d'eau traversants), de la conserver dans toute la zone carbonatée du Val de Loire (ce qui correspond à l'affectation typologique automatique), et de la prolonger jusqu'à la zone estuarienne (la Loire n'est presque pas influencée par la zone Sud-Armoricaine qu'elle traverse, et reste une rivière assez fortement minéralisée jusqu'à son exutoire).

Ainsi, le système d'évaluation est très simple pour les intervenants gestionnaires (2 grilles seulement appliquées pour la Loire et l'Allier, une grille relativement sévère sur le secteur montagneux amont et une grille de plaines carbonatées depuis la sortie du Massif Central jusqu'à l'embouchure de la Loire) et ne génère pas d'effets artificiels de discontinuité longitudinale d'évaluation non basés sur les caractéristiques hydrochimiques réelles de cet hydrosystème.

d) Hydrosystème Garonne-Dordogne :

Les cours d'eau de cet hydrosystème atteignant le seuil minimal de taille les faisant entrer dans la catégorie TGCE (ici, au moins 8 000 km²) sont la Garonne, la Dordogne, le Tarn et le Lot (cf **Figure 31**).

A noter que, dans ce quart Sud-Ouest de la France, l'Adour sur sa partie aval, entrerait aussi dans cette catégorie (portion figurée en bleu à l'aval de ce cours d'eau). Cependant, nos requêtes ne nous ont pas permis de trouver une station suffisamment aval couplant l'atteinte de ce seuil de taille et l'existence de relevés diatomiques sur la période.

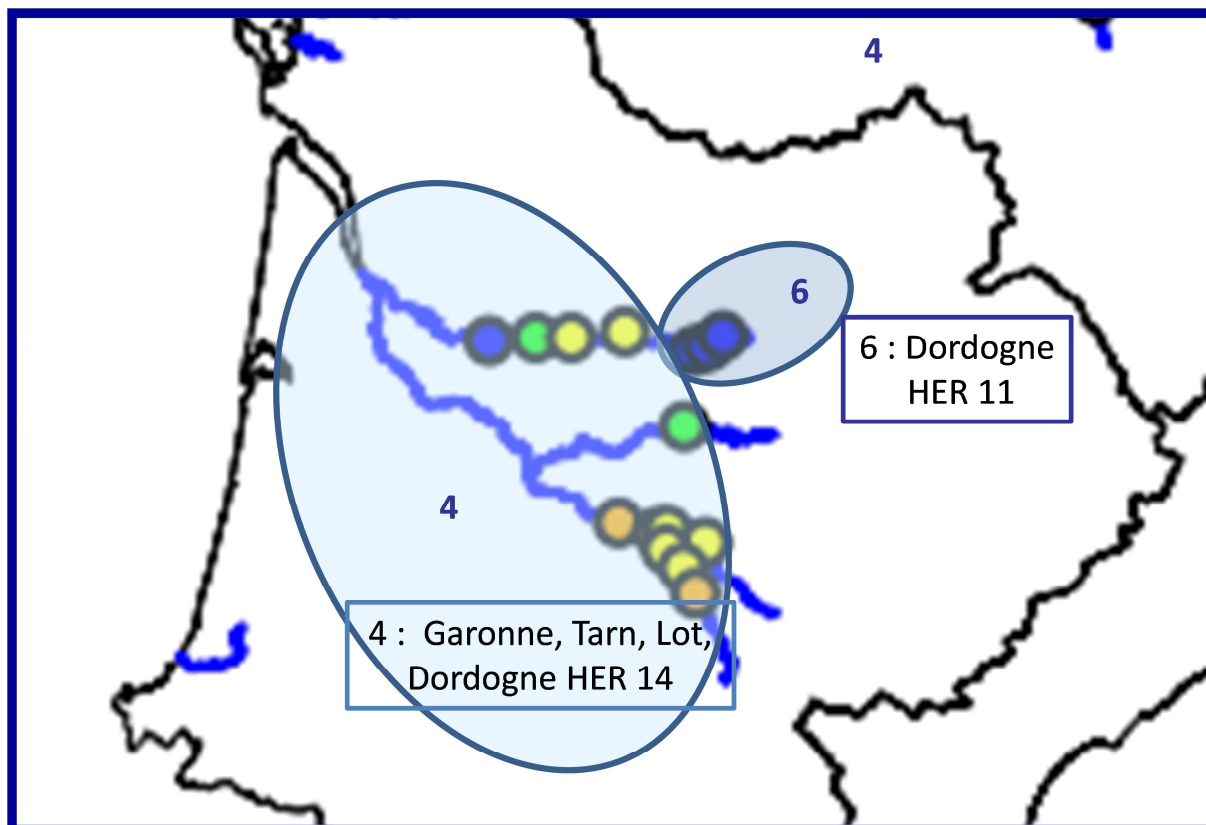


Figure 31 : Dispositif d'évaluation proposé pour l'hydrosystème Garonne-Dordogne

Pour la Garonne, le Tarn, le Lot et la Dordogne aval à partir de son passage dans l'HER 14 « Coteaux Aquitains », l'évaluation sur base d'affectation typologique automatique ne pose pas de problème et ces TGCE peuvent être évalués de façon tout-à-fait valide sur la base de la Grille 4 Diatomées.

La Dordogne amont, avant d'atteindre la taille de TGCE, est évaluée à l'aide de la Grille 3 Diatomées, grille assez sévère correspondant aux cours d'eau de taille petite à grande aux eaux peu minéralisées provenant des hautes-terres du Massif Central.

Avant son arrivée dans les Coteaux Aquitains, la Dordogne dans son tronçon de l'HER 11 « Causses Aquitains » est actuellement évaluée aussi selon la Grille 4 Diatomées. Cependant, s'il n'est pas possible de continuer à l'évaluer dans cette HER sur la base de la sévère Grille 3, dédiée à de plus petits hydrosystèmes du massif Central et du fait de sa situation à l'aval de grosses retenues hydroélectriques (dont Bort les Orgues), il paraît par contre laxiste d'évaluer la Dordogne dans cette HER11 sur la base de la Grille 4 « rivières minéralisées de plaine ».

En effet, cette rivière sur ce parcours s'écoule dans un secteur peu densifié et relativement bien préservée des impacts anthropiques touchant à la qualité des eaux, comme en témoignent les relevés indiciels diatomiques pouvant atteindre de façon assez commune les plus hautes notes possibles d'IBD 2007 (proches de 20).

Une proposition *a priori* plus progressive et plus judicieuse est de s'appuyer sur la nouvelle Grille 6 Diatomées, également proposée à l'utilisation pour 2 TGCA (Très Grands Cours d'Eau Alpains), à savoir le Rhône sur son parcours dans le Jura français et le Rhin en Plaine d'Alsace, pour évaluer la Dordogne sur son cours moyen en HER11. En effet, cette grille procure une évaluation d'une sévérité intermédiaire entre les grilles de cours d'eau d'altitude de taille modeste et les grilles de cours d'eau de plaine et la Dordogne, comme les 2 TGCA précités, est un hydrosystème déjà de grande taille, mais directement adossé à un bassin versant montagnard. D'autre part, ces 3 hydrosystèmes se trouvent à l'aval de systèmes lénitiques de volume important qu'ils ont traversé (Léman pour le Rhône, Lac de Constance pour le Rhin, grosses retenues hydroélectriques comme Bort-les orgues, Entraygues sur Truyère pour l'hydrosystème Dordogne + affluents).

L'envoi au GIG VLRs du jeu de donnée national pour l'intercalibration effectué en décembre 2015 s'est appuyé sur des calculs d'EQRs correspondant à cette Grille 6 Diatomées, pour la Dordogne dans son début de parcours TGCE (HER 11). Les premiers résultats de l'exercice permettront d'apprécier si cette pratique est homogène avec celle des autres Pays-Membres participant à l'exercice, ou s'il convient de l'amender en fonction de la comparaison faite avec l'étalon commun d'intercalibration (ICM).

6 Conclusions d'étape, perspectives

Le présent rapport d'avancement constitue un premier rapport d'étape de la démarche de genèse d'un dispositif national d'évaluation des TGCE (Très Grands Cours d'Eau) à partir du maillon des diatomées benthiques, dans le cadre de la Fiche-Action 28 ONEMA-IRSTEA « Méthodes de bio-indication végétale en cours d'eau » (fiche trisannuelle s'achevant en 2015).

Cette démarche portant sur des cours d'eau de grande taille et très intégrateurs pose des problèmes méthodologiques spécifiques, notamment de par l'absence totale de cours d'eau pouvant encore être considérés comme des références vraies, au moins à notre échelle nationale et plus largement à l'échelle de l'Europe de l'Ouest.

C'est la raison pour laquelle ce chantier n'a pu être pris à bras-le-corps qu'une fois que les problèmes liés à l'évaluation de cours d'eau plus classiques, requise dans les meilleurs délais par la DCE, ont été résolus (Arrêté national Evaluation du 28-08-2015, qui est venu prendre la suite de l'Arrêté d'Evaluation du 21-01-2010).

Comme il était impossible de caler des grilles d'évaluation en EQRs sur des références vraies, il valait mieux travailler d'emblée dans un cadre européen commun permettant d'aborder l'évaluation de ces cours d'eau en se basant sur une vision partagée du **niveau de référence par défaut** (least disturbed condition) et de la **limite inférieure de la classe de Bon Etat**, particulièrement stratégique pour établir la statistique d'état des masses d'eau au niveau national.

Courant 2015, au moment où le chantier d'évaluation des TGCE à partir des jeux de données nationaux devenait un travail prioritaire, nous avons bénéficié d'un concours de circonstance favorable, à savoir l'organisation d'un exercice européen d'intercalibration d'état écologique des très grands cours d'eau basé sur le compartiment des diatomées benthiques.

Positionné dans le cadre du GIG VLRs (Geographical Intercalibration Group « Very Large Rivers ») et coordonné par une scientifique Bulgare (Dasa HLUBIKOVA) travaillant au sein d'un laboratoire de recherche Autrichien, cet exercice s'est réellement mis en place à partir du 2^{ème} semestre 2015.

La France s'y étant déclarée participante, nous avons eu à fournir avant la fin de l'année 2015, au prix d'une bonne réactivité : a) différentes notes techniques et d'expertise portant sur la description et le fonctionnement de notre système national d'évaluation, b) une signalétique de nos sites et de nos données d'hydrosystèmes classés en TGCE, et c) un jeu de données nationales collectées sur Très Grands Cours d'Eau avec une mise en forme très spécifique conforme au descriptif d'un fichier-type (template) fourni en modèle. Il n'y a pas eu de problème particulier concernant les données d'inventaires diatomiques, mais la bonne exécution de cette étape a nécessité au préalable un important pré-traitement de données de chimie pour les rendre comparables à celles des autres Etats-Membres.

Le jeu de données fourni, qui émanait d'une sélection de 95 sites situés en TGCE, a porté sur une sélection de 221 relevés diatomiques. Un parti pris pour définir cette sélection a été de représenter un **gradient maximum de situations représentées**, couvrant depuis les meilleures conditions jusqu'aux pires conditions écologiques observées au site sur une série de 6 ans, en passant par une situation médiane. C'est cette pratique qui nous semblait la mieux à même de permettre l'évaluation la plus judicieuse du calage et des résultats de notre système national candidat.

La fourniture de ce jeu de données sous-entendait le calcul préalable de résultats d'évaluation exprimés en EQRs dans la bonne région naturelle de France. Nous avons donc eu à re-travailler à partir du dispositif national d'évaluation diatomique existant (cf Arrêté d'Evaluation du 28-08-2015), qui comportait des lacunes assez importantes concernant l'évaluation des TGCE, afin de proposer un prototype de système national consistant qui résolvait de façon *a priori* satisfaisante les différents problèmes soulevés. Dans cet objectif, un dispositif de grilles d'évaluation révisé pour application aux TGCE de France a été proposé dans ce rapport (voir **Figure 27**) et a été décliné en calculs d'EQRs d'IBD 2007 par relevé diatomique TGCE.

Le premier round de l'exercice d'intercalibration européen se déroulera au premier semestre 2016 sur cette base. Ces grilles nationales, ou un ajustement du calage de ces grilles, seront à envisager le cas échéant en fonction des résultats de ce premier round, si le niveau d'évaluation de la France n'est pas compatible avec celui donné par l'ICM (divergence éventuelle de notre système d'évaluation par rapport à la statistique émanant de la pratique médiane des autres Pays-Membres de l'UE).

S'appuyant sur cet exercice collectif, un prototype amendé de système national d'évaluation devrait être proposé ou consolidé en 2016 pour arriver à une évaluation homogène avec les autres Pays-Membres, conduisant à un prototype de rapport final de l'exercice d'intercalibration à caractère plus définitif, qui sera soumis ensuite à validation-acceptation par l'Union Européenne.

Cet aval de l'UE vis-à-vis de l'acceptation du rapport définitif d'intercalibration du GIG « VLRs » est attendue courant 2017, et c'est sur cette base que notre dispositif national officiel d'évaluation TGCE devra ensuite être définitivement calé.

Outre la participation à cet exercice collectif réalisé dans un cadre européen, il est à noter que la Fiche-Action ONEMA-Irstea actuelle aura une suite contractuelle (Fiche-Action N° 23, portée 2016-2018). Dans ce cadre, un travail scientifique plus complet d'analyse de données portant sur toutes les données Françaises disponibles pour cet exercice (actuellement 615 relevés diatomiques extraits de la base Pandore de 2007 à 2013 sur des cours d'eau TGCE au seuil minimum de 8 000 km² de bassin versant intégré) visera à peaufiner au maximum le dispositif national d'évaluation et à étayer sa justification au niveau européen.

Outre l'étude des résultats de l'exercice d'intercalibration européenne et notamment l'examen du niveau de calage relatif du dispositif de la France dans ce collectif, une voie intéressante envisagée pour conforter la stabilisation de notre système d'évaluation national est l'investigation scientifique plus poussée des relations pression-impact existant entre données chimiques d'anthropisation et relevés diatomiques sur un jeu de données émanant spécifiquement de TGCE, comme cela a été initié aux Chapitres 3 et 4 du présent rapport.

Les 3 voies de progrès actuellement ciblées pour améliorer les résultats, plutôt médiocres dans l'état, sont :

- a) de se baser sur une **intégration temporelle de la chimie plus conforme à la biologie de ce maillon diatomique**, soit 2 à 3 mois au lieu de données moyennes annuelles (ce qui était une demande cadrée du GIG) ;
- b) de regarder aussi la relation de l'IBD 2007 avec l'assortiment plus composite de pressions qui ont servi à le mettre au point (7 paramètres différents intervenant avec une pondération spécifique ressortant d'une analyse multivariée), plutôt que forme de nutriment par forme de nutriment ;
- c) de continuer et d'améliorer les approches initiées dans le Chapitre 4 concernant l'étude de la **distribution des traits autoécologiques entre flores diatomiques et classes de qualité des eaux**. Pour optimiser les résultats de telles approches, cela suppose la réalisation d'un travail de fond qui se conçoit sur tout le jeu de données national, toutes tailles de cours d'eau confondues, visant à réviser ou à redéfinir les traits auto-écologiques du maximum d'espèces diatomiques rencontrées en France (si possible, au moins toutes les espèces participant à l'IBD 2007). En effet, les travaux de van Dam (1994), qui depuis lors font référence en la matière, avaient strictement porté sur des jeux de données diatomiques des Pays-Bas, laissant d'assez nombreuses espèces Françaises sans description précise à ce niveau (appartenance à une classe très large faute de données suffisamment précises ou nombreuses, ou alors à une classe 0 « espèce non décrite »). Il a d'ailleurs pu être constaté que ces problèmes impactent plus fortement les analyses TGCE que les analyses plus globales, toutes échelles de cours d'eau confondues. Une voie importante de progression passe par la complétion-révision de ces traits pour donner une information plus conforme à l'assise bio-géographique des jeux de données diatomiques de France. Cette tâche est prévue dans le cadre de la Fiche 23.

L'objectif à moyen terme de cette action est de pouvoir fournir une méthode validée d'évaluation diatomique des TGCE de France pouvant ensuite être publiée au Journal Officiel (nouvel Arrêté « Evaluation », ou avenant à l'Arrêté actuel pour l'évaluation des Très Grands Cours d'Eau).