



IPLAC : l'indice Phytoplancton Lacustre :

Méthode de développement, description et application nationale 2012.

Rapport final

Thibaut Feret, Christophe Laplace-Treytore

Février 2013

Contexte de programmation et de réalisation

Dans le domaine de la « Qualité des masses d'eau », la mission affectée au Cemagref / Irstea est de développer des connaissances, pour proposer des outils et des méthodes améliorant la gestion des milieux aquatiques et permettant l'évaluation de l'état des masses d'eau.

L'action 13 concerne plus particulièrement le développement de bio-indicateurs de la qualité des eaux des plans d'eau, par compartiment biologique (Macrophytes, Phytoplancton, etc.) mais aussi la physicochimie.

L'indice phytoplanctonique lacustre (IPLAC) en cours de développement depuis quelques années fait partie intégrante des outils élaborés pour les plans d'eau permettant l'évaluation de l'état écologique de ces derniers dans le contexte de la DCE.

Les auteurs

- | | |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none">Thibaut FERET
Ingénieur d'études ~ Unité REBX
thibaut.feret@irstea.fr
Irstea Bordeaux (33) | <ul style="list-style-type: none">Christophe LAPLACE-TREYTURE
Hydrobiologiste ~ Unité REBX
christophe.laplace-treytur@irstea.fr
Irstea Bordeaux (33) |
|---|--|

Les correspondants

Onema : Yorick, REYJOL, Direction de l'action scientifique et technique - Chargé de Mission Bioindication, Ph.D. yorick.reyjol@onema.fr

Irstea : Christine, ARGILLIER, christine.argillier@irstea.fr

Référence du document :

Feret T., Laplace-Treyture C., 2013. « IPLAC : L'indice Phytoplancton LACustre : Méthode de développement, description et application nationale. Rapport final » Irstea Groupement de Bordeaux, Unité de Recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux. Rapport, 69 p.

Informations générales

Droits d'usage :	<i>accès libre</i>
Couverture géographique :	<i>France</i>
Niveau géographique :	<i>National</i>
Niveau de lecture :	<i>Professionnels, experts</i>
Nature de la ressource :	<i>Document – rapport d'activité</i>

IPLAC : l'indice Phytoplancton Lacustre :

*Méthode de développement, description et application nationale
2012.*

Rapport final

Thibaut Feret, Christophe Laplace-Treytore

Résumé

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE, 2000) impose aux états membres d'évaluer l'état écologique des masses d'eau, dont les plans d'eau, au moyen d'indicateurs biologiques. Le phytoplancton est un des éléments pertinents en plans d'eau pour contribuer à cette évaluation.

Irstea, dans le cadre de la convention partenariale avec l'ONEMA, a été chargé du développement d'un indice phytoplancton compatible avec les exigences de la DCE. Ce travail s'est étalé sur plusieurs années et permet d'aboutir en 2012 à un indice finalisé. L'Indice Phytoplancton Lacustre – IPLAC - est, alors, un indice multimétrique qui doit s'appliquer à l'ensemble des plans d'eau de la métropole concernés par la DCE. Il est composé de deux métriques complémentaires : la Métrique de Biomasse Algale totale (MBA) et la Métrique de Composition Spécifique (MCS). La MBA repose sur la moyenne des concentrations en chlorophylle-a observées durant la période de développement de la végétation. La MCS est basée sur une liste d'espèces indicatrices auxquelles ont été attribuées, par développements statistiques, une note spécifique et une cote de sténoécie. Pour répondre aux critères de la DCE, le résultat final de l'IPLAC est exprimé en ratio de qualité écologique (EQR), variant entre 0 et 1, par rapport à une référence. L'IPLAC est corrélé avec les concentrations en phosphore total ($r^2=0.52$) employées comme indicateur des pressions anthropiques sur les plans d'eau.

Ce rapport reprend les principaux éléments de construction de l'indice et de ces métriques constitutives ainsi que les différentes phases de travail de l'année 2012. Une première application de l'IPLAC à l'échelle nationale est aussi traitée. Selon cet indice, près de 64 % des plans d'eau peuvent être classés en bon ou très bon état et 14 % en état médiocre ou mauvais.

Mot clés

IPLAC, phytoplancton, bio-indicateur, développement, plan d'eau, méthode, indice multimétrique, DCE, chlorophylle, composition spécifique.

Sommaire

1	Base DCE phytoplancton « PLAN_DEAU »	6
2	Protocole de développement de l'indice multimétrique IPLAC.....	8
2.1	Analyse préliminaire du jeu de données	9
2.1.1	Analyse du gradient trophiques.....	9
2.1.2	Structuration des populations phytoplanctoniques	11
2.2	Analyse de la MBA sur le jeu de données disponible en 2012	12
2.3	Développement de la MCS sur le jeu de données disponible en 2012	13
2.3.1	Développement des profils écologiques.....	13
2.3.2	Développement de la métrique MCS.....	16
2.3.3	Détermination des conditions de référence et des Ecological Quality Ratio (EQR)	16
2.3.4	Analyse des MCS _{eqr} et détermination des limites de classes	21
2.3.5	Validation de la métrique MCS sur le jeu de données français	25
2.4	Agrégation des métriques et ajustement de l'IPLAC	27
2.5	Validation de l'IPLAC sur les jeux de données européens	29
2.5.1	GIG Alpin	30
2.5.2	GIG Méditerranéen	32
2.5.3	Test d'ajustement de l'IPLAC pour répondre aux exigences du gig alpin & méditerranéen. .	33
2.6	Validation de l'IPLAC et choix du modèle de développement de la MCS.....	35
3	Application nationale de l'indice IPLAC.....	35
3.1	Validation de l'IPLAC sur le jeu de données français	35
3.1.1	Distribution nationale	35
3.1.2	Analyse des sites possédant plusieurs « année-lacs ».....	36
3.1.3	Analyse de l'indice sur les réservoirs méditerranéens	37
3.2	Réponse de l'indice aux pressions externes	38
4	Description de l'indice IPLAC finalisé	43
4.1	Composition de l'indice	43
4.2	Données nécessaire et prétraitements.....	43
4.3	Procédure de calcul.....	44
4.3.1	Métrique de Biomasse Algale: MBA	44
4.3.2	Métrique de Composition Spécifique: MCS.....	47
4.3.3	Indice global: IPLAC.....	48
	Bibliographie	49

INTRODUCTION

Depuis 2000, la DCE (Directive Cadre européenne sur l'Eau) oblige les états membres à mettre en œuvre des outils afin d'être en mesure d'évaluer l'état écologique des masses d'eau. Cet objectif commun oblige à juger de l'état écologique des ressources en eaux par le développement d'indices biologiques. Ces derniers nécessitent en amont des travaux de recherches. Pour les plans d'eau, le phytoplancton est l'un des éléments biologiques déterminant dans la mise en place de cette évaluation.

Concernant ce compartiment biologique, un indice multi-métrique fait l'objet de réflexions et de développements statistiques depuis 2007.

Le rapport d'activité de l'année 2008 (Ancrenaz et al., 2009) avait présenté les prémices de l'élaboration de l'Indice Phytoplanctonique attendu. Les travaux reposaient alors essentiellement sur des pistes et réflexions à développer, et sur la première construction de l'indice et des métriques le composant.

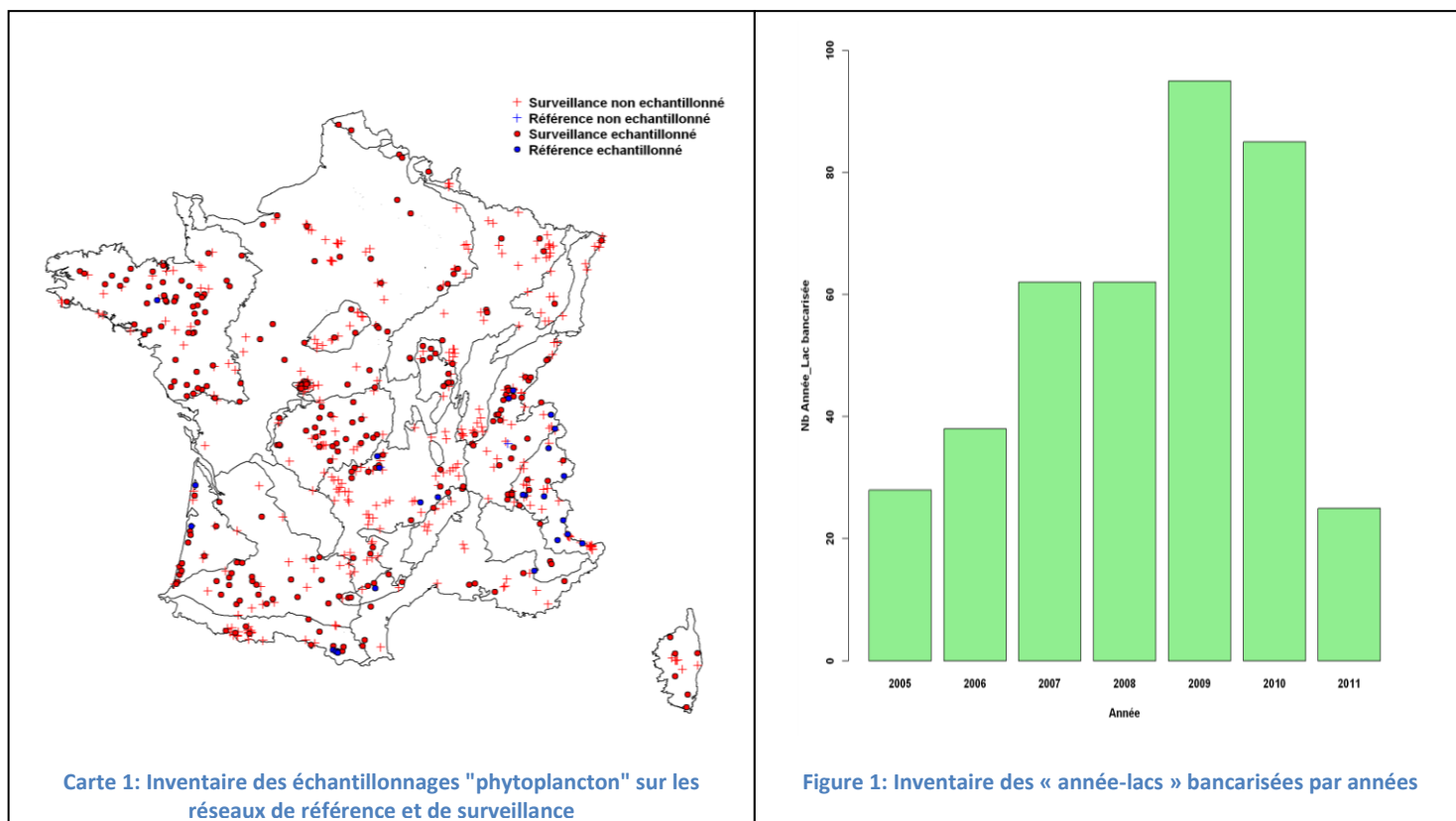
Les années suivantes, 2009 à 2011, ont permis des réflexions et des développements plus poussés avec des jeux de données, d'année en année, plus conséquents améliorant la qualité des traitements statistiques réalisables. Ces travaux ont fait l'objet de rapports annuels d'avancement Menay et al. (2010), Menay et al. (2011) et Feret et al. (2012) rapportant les réflexions qui ont conduit aux différents tests statistiques sur les métriques, certains plus concluants que d'autres, mais contribuant tous à l'amélioration de l'indice.

Durant l'année 2010, les modèles élaborés ont été testés en partie au travers d'une forte implication dans les exercices d'intercalibration européens (Alpin GIG, Mediterranean GIG, Central-Baltic GIG). Cette implication a permis de comparer nos développements et métriques avec les autres indices européens. Il en est ressorti une bonne concordance entre les choix retenus pour nos métriques et les indices appliqués dans les autres pays. Cela a aussi induit certaines modifications dans notre construction de l'indice permettant de meilleures corrélations avec les différents indices.

L'année 2012 devait permettre la finalisation des métriques constitutives de l'indice, la définition de leurs règles d'agrégation pour l'obtention des meilleures corrélations avec les pressions notamment le phosphore total et la finalisation de l'indice IPLAC. Des tests sur des jeux de données indépendants étaient envisagés ainsi que l'application au niveau national contribuant à la validation de l'indice.

1 Base DCE phytoplancton « PLAN_DEAU »

La base DCE PLAN_DEAU, administrée au Cemagref / Irstea d'Aix en Provence, comporte 469 plans d'eau (PE) soumis à la DCE dont 28 sont classés dans la catégorie « Sites de référence » (cf. Carte 1).

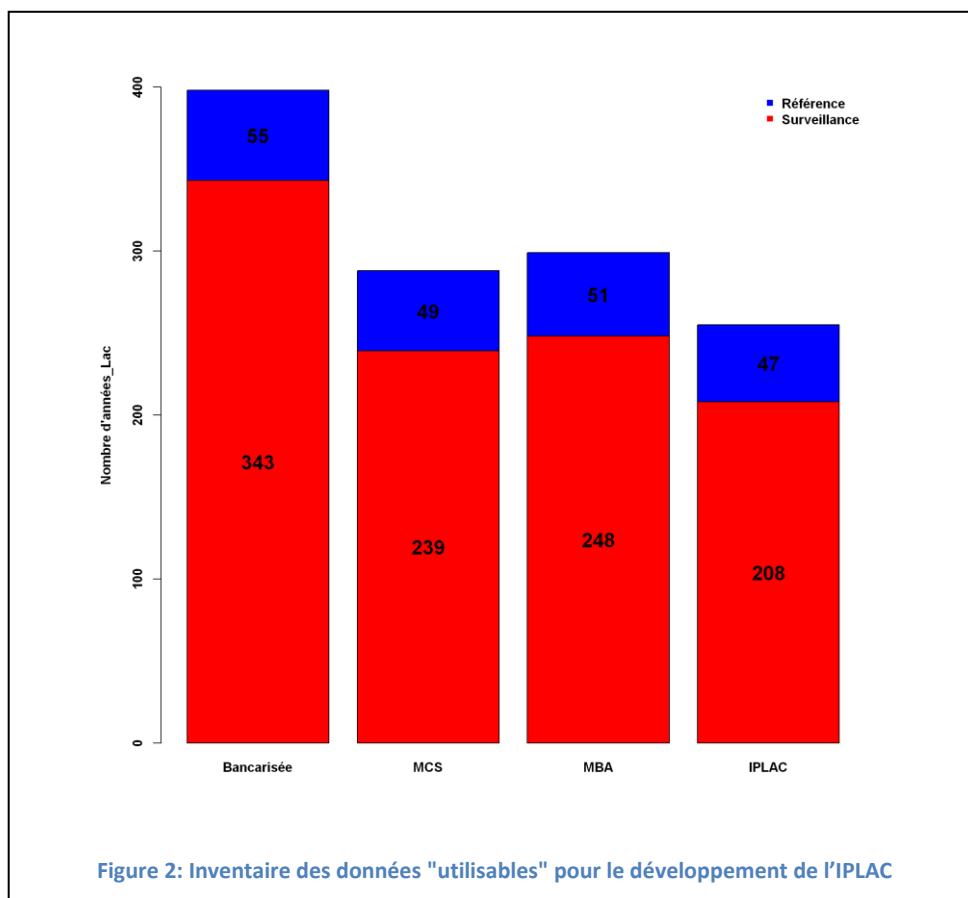


Un certain nombre de ces plans d'eau ont fait l'objet de campagnes de suivis du phytoplancton. Ainsi la base de données comporte 398 « année-lacs » ayant été échantillonnées entre 2005 et 2011 sur le compartiment phytoplancton dont 55 venant de plans d'eau de référence. On entend par « année-lac », une année de relevés (campagnes) de données phytoplancton sur un plan d'eau donné. Il faut noter que les données de 2011 sont en cours de bancarisation ou n'ont pas encore été reçues ce qui explique la forte chute du nombre de données pour cette année (Figure 1). Ce retard sera normalement comblé courant 2013.

En plus des données floristiques, il a été utilisé lors du développement de l'indice, les mesures d'altitude et de profondeur moyenne des plans d'eau et les concentrations en « chlorophylle-a » mesurées sur la zone euphotique au cours de la période végétative. Par ailleurs,

les campagnes en dehors de la période végétative (établie à « avril - Octobre » selon le protocole d'acquisition des données en plan d'eau, Laplace-Treytoure et al., 2009) ont été exclues des développements pour ne pas biaiser les résultats. De même les campagnes, dont les relevés comportent moins de 5 taxons déterminés, ont été supprimées des traitements car jugées comme incomplètes et ne représentant pas la communauté phytoplanctonique présente. Enfin, il a été supprimé du jeu de données les « année-lacs » ayant moins de 3 campagnes « valide » car elles sont jugées comme non représentative de l'ensemble de l'année considérée. Ces restrictions ont imposé des réductions des jeux de données utilisables à différentes étapes de développement de l'indice mais ont permis l'augmentation de leurs qualités pour les traitements à venir.

L'indice IPLAC repose sur le calcul de deux métriques différentes nécessitant des jeux de données différents. La métrique de composition spécifique MCS nécessite l'utilisation des listes floristiques durant la période végétative, les données d'altitude et de profondeur moyenne des plans d'eau. Ainsi 110 « année-lacs » aux données incomplètes, dont 6 de sites de références, ont été supprimées pour son développement et son calcul. La métrique MBA nécessitant les mesures de chlorophylle-a et de profondeur moyenne du plan d'eau, 299 « année-lacs » dont 51 sur des sites de références ont pu être calculées comme le montre la Figure 2. Au final, l'IPLAC n'a été calculé que sur 255 années lacs dont 47 sur des sites de références sur lesquelles les deux métriques étaient calculables. Il apparaît aussi qu'il n'a pas été possible de calculer l'IPLAC sur un certain nombre de données de 2010 et 2011 du fait d'un manque de données de « chlorophylle a » au moment des phases de développement de l'indice.



Finalement, il résulte de cette analyse des données disponibles, une perte d'un certain nombre d'année-lacs. Néanmoins l'ensemble du jeu de données restant a été jugé comme suffisamment pertinent pour finaliser le développement de l'IPLAC.

2 Protocole de développement de l'indice multimétrique IPLAC

L'IPLAC a été développé en deux phases. Premièrement, une métrique de biomasse algale, MBA, a été développée (De Bortoli et al., 2008). Elle dépend du couple « profondeur moyenne du plan d'eau / concentration moyenne en chlorophylle a de la zone euphotique sur la période végétative ». Celle-ci a été testée puis validée sur le réseau français précédemment.

Par la suite, une réflexion puis des tests statistiques ont été mis en place pour l'élaboration d'une métrique de composition spécifique, MCS, tenant compte de la liste floristique. Un trop faible jeu de donnée n'avait pas permis jusque-là de valider ce travail. Les récents enrichissements de la base (début de l'année 2012) et une révision de la méthode de développement ont permis d'affiner les résultats et de les valider. Pour cela, il a d'abord été nécessaire de déterminer le gradient trophique de l'ensemble du jeu de données disponible à partir duquel l'affinité et la tolérance des

taxons à la trophie ont été évaluées. Ces informations sont par la suite utilisées pour construire la métrique MCS.

2.1 Analyse préliminaire du jeu de données

2.1.1 ANALYSE DU GRADIENT TROPHIQUES

Le niveau trophique est déterminé par la charge nutritive présente dans les eaux du lac. Celui-ci peut s'avérer complexe à approcher car dépendant de nombreux paramètres (Phosphore , Nitrate, oxygène,..) (OCDE, 1982).

Dans la littérature, différentes stratégies sont employées. Certains comme Fabbro et al. (2000), Salmaso (2003) et Coste et al. (2009) composent un indice de trophie à partir des axes d'une analyse en Composante Principale (ACP) sur un groupe de paramètres représentatifs de ce gradient. D'autres (Ptacnik et al., 2009), et c'est le choix qui a été effectué au sein des groupes d'intercalibration (voir « intercalibration guidance » - European commission, 2010), utilisent le phosphore total comme indicateur de ce gradient.

Pour évaluer le gain de chacune des méthodes, il est mis en place une ACP (Figure 3 et

Tableau 1) prenant en compte la moyenne sur la période végétative de 11 paramètres pouvant être contributifs à la trophie sur 285 « année-lacs ». Ces données sont utilisées après une transformation logarithmique pour assurer leur normalité. Seuls les deux premiers axes de l'analyse sont pris en compte, ils représentent 51 % de l'inertie cumulée. Le Facteur Influant la Variance VIF (Heiberger et al., 2004) a été calculé pour les 11 paramètres pour s'assurer que ceux-ci ne sont pas auto-corrélés ((i.e. VIF < 5) : NO₂ : 3.12, O₂ : 1.73, pH : 1.53, Secchi : 1.26, Température : 1.96, PO₄ : 1.74, Ptotal : 2.85 , Chlorophylle-a : 2.97, Conductivité : 1.82, NH₄ : 1.93, NO₃ : 2.64.

Le premier axe (34 % de la variance) semble représenter le gradient trophique ayant comme paramètres contributifs les différentes formes de phosphore et d'azote, la chlorophylle-a et le taux d'oxygène. Le second axe (17 % de l'inertie) a comme principaux paramètres contributifs le pH, la conductivité, la température et la transparence (Secchi). Cela semble représenter le gradient de typologie certainement lié à des paramètres physiques externes (altitude, profondeur moyenne...) et impliquant probablement des fonctionnements écologiques différents.

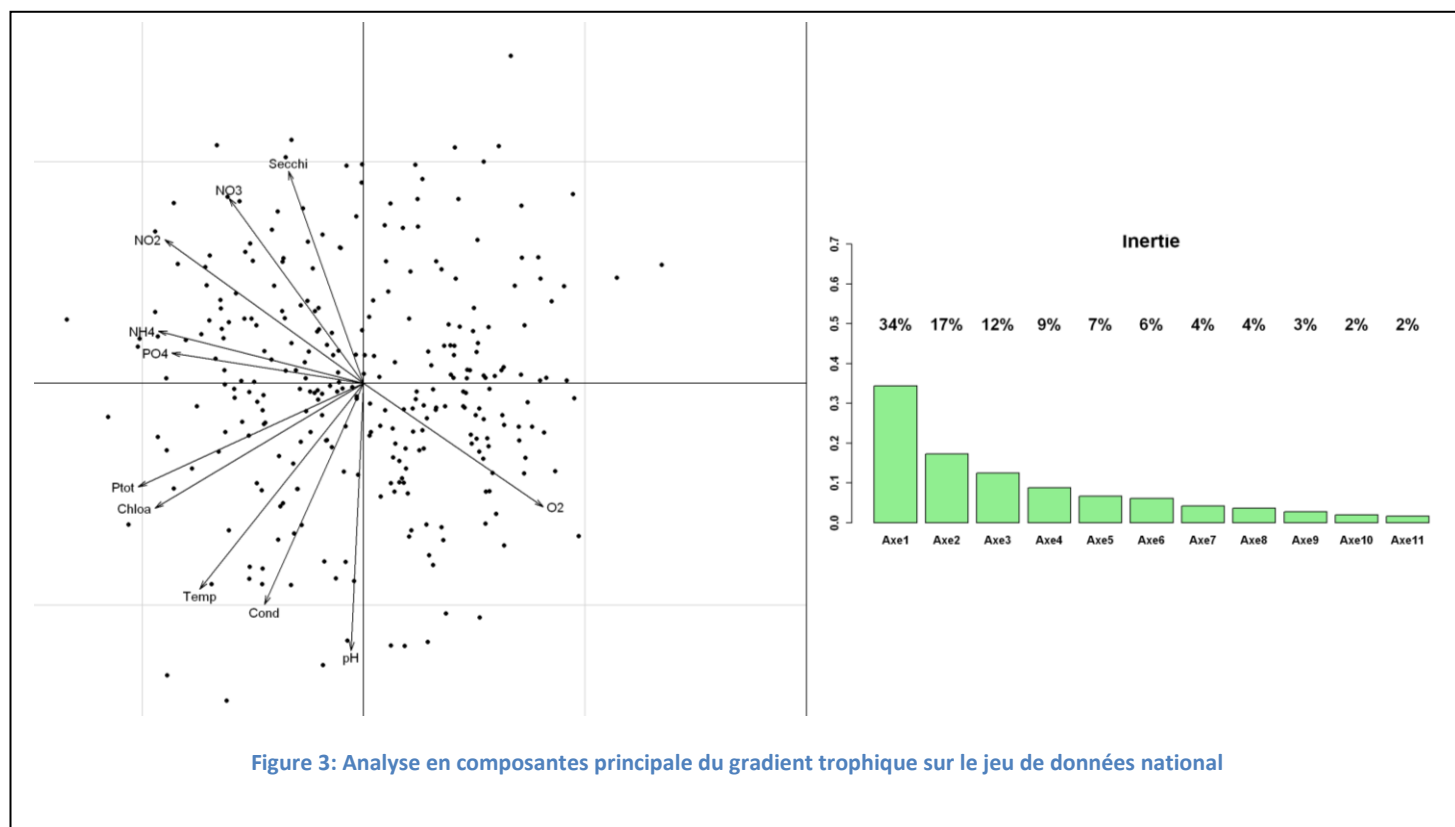


Tableau 1: Contributions normées des 9 paramètres aux axes 1 et 2 de l'ACP

Paramètres	CS1	CS2
Temp	-0.30	-0.37
PO4	-0.35	0.05
Ptot	-0.41	-0.19
Chloa	-0.38	-0.22
Cond	-0.18	-0.40
NH4	-0.37	0.09
NO3	-0.24	0.33
NO2	-0.36	0.26
O2	0.32	-0.22
pH	-0.02	-0.48
Secchi	-0.14	0.38

Il apparaît ici sur le jeu de données disponibles que, comme décrit dans la littérature et accepté lors des groupes d'intercalibration géographique (GIG), le phosphore total est le meilleur indicateur du gradient trophique en plan d'eau. Par ailleurs, il faut noter que le gradient trophique, tel que présenté précédemment avec l'ensemble des paramètres, ne peut être calculé que sur 239

des 398 « année-lacs » utilisables alors que la donnée de Phosphore total est disponible pour 292 des 398 « année-lacs ». Conserver le phosphore total comme indice de trophie permet donc d'augmenter le nombre de données valides, ce qui n'est pas négligeable au vue du jeu de données disponibles assez limité.

2.1.2 STRUCTURATION DES POPULATIONS PHYTOPLANCTONIQUES

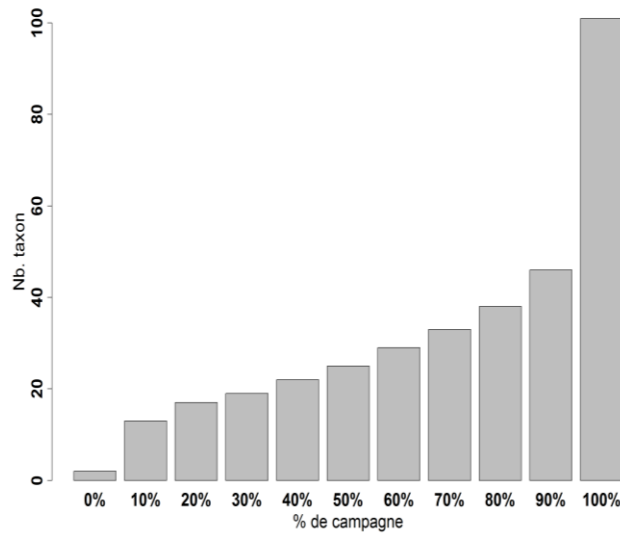


Figure 4: Répartition cumulée du nombre de taxon par campagne

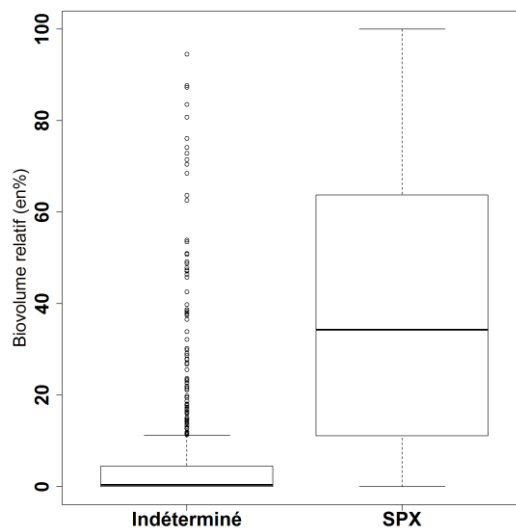


Figure 5: Analyse des proportions de biovolume en taxons indéterminés et taxons identifiés au genre (SPX).

La Figure 4 montre que le nombre médian de taxon par campagne est de 20 et que moins de 10 % des relevés ont moins de 10 taxons. A dire d'expert, un échantillon comportant moins de 5 taxons identifiés laisse présager un problème lors du prélèvement ou de l'identification et ne représente pas l'ensemble de la communauté algale présente. Seul 20 campagnes (soit 1 %) se situent dans cette situation montrant une relative qualité des données à ce niveau. Par ailleurs, la Figure 5 montre que le biovolume relatif cumulé de taxons indéterminés dans les relevés est globalement très faible. En revanche plus d'un quart des campagnes ont une proportion en biovolume de taxons déterminés au niveau générique supérieur à 60 %. Ces taxons ne pouvant être considérés dans l'indice, cette constatation peut représenter un fort biais dans le développement.

2.2 Analyse de la MBA sur le jeu de données disponible en 2012

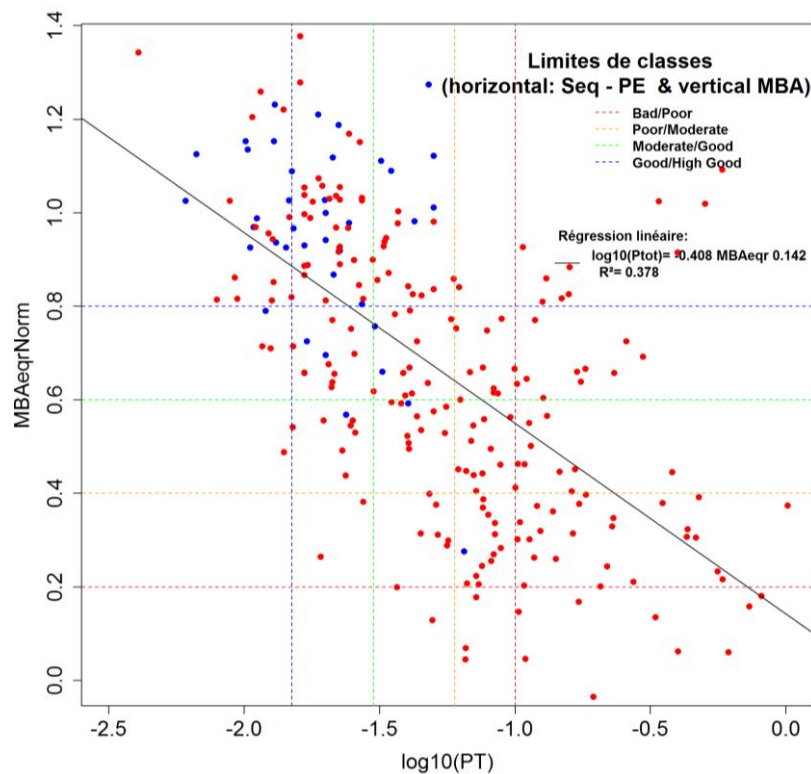


Figure 6: Relation MBA / $\log_{10}(P_{tot})$ - Référence (bleu) / Surveillance (Rouge)

La métrique MBA a été développée en 2008 (De Bortoli et al., 2007, 2008, Ancrenaz et al., 2009) et permet de caractériser la trophie du lac à l'aide de la profondeur moyenne du plan d'eau et de la moyenne de chlorophylle-a durant la période végétative. Voir le détail de sa construction dans les rapports des années précédentes. Son application sur le jeu de données disponibles montre que cette métrique est significativement corrélée au phosphore total. La Figure 6 indique un r^2 de 0.378 entre le phosphore total et la métrique. On note aussi que les

sites de référence, indiqués sous forme de points bleus, sont relativement regroupés à de fortes valeurs de MBA et de faibles concentrations en phosphore total.

2.3 Développement de la MCS sur le jeu de données disponible en 2012

La Métrique de Composition Spécifique, MCS, qualifie un niveau de trophie du plan d'eau à partir de la communauté taxonomique déterminée lors des différentes campagnes annuelles de prélèvements. Son développement nécessite de déterminer dans un premier temps des profils écologiques des taxons en fonction d'un gradient de trophie. Il en est déduit un optimum (cote spécifique) et une tolérance (coefficient de sténoécie) à partir desquels la métrique est calculée selon la formule de Zelinka et Marvan (1961). Pour déterminer un niveau de qualité, une note finale est ensuite déterminée. Elle est, obtenue en mesurant l'écart entre la valeur attendue en condition de référence (Ecological Quality Ratio EQR) et la valeur observée.

2.3.1 DÉVELOPPEMENT DES PROFILS ÉCOLOGIQUES

Les profils écologiques sont utilisés pour déterminer les affinités de chaque taxon à un niveau d'eutrophisation. Pour ceci, nous considérons que les mesures de phosphore total sont représentatives de cet état trophique. Les optimums et tolérances (Ptacnick et al., 2009) correspondent respectivement à la moyenne (Eq 1) et à l'écart-type (Eq 2) des valeurs de phosphore total normalisées selon les classes de phosphore du Système d'Évaluation de la Qualité des eaux en plan d'eau (Aquascop & Gay Environnement, 2003) et pondérés par les biovolumes (ou abondance dans les équations suivantes).

$$\mu_{P_{totNorm}(i)} = \frac{\sum_{k=1}^n (A_{(i,k)} * P_{totNorm(k,i)})}{\sum_{k=1}^n A_{(i,k)}} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$\theta_{P_{totNorm}(i)} = \frac{\sum_{k=1}^n (A_{(i,k)} * (P_{totNorm(k,i)} - \overline{P_{totNorm(k,i)}})^2)}{\sum_{k=1}^n A_{(i,k)}} \quad (\text{Eq. 2})$$

- avec k la campagne où se trouve le taxon i considéré,
- $P_{totNorm}$ la moyenne durant la période végétative des mesures de phosphore total (normalisées selon les classes SEQ-PE et affiné avec une transformation logarithmique) et
- $A_{(i,k)}$ l'abondance en biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) du taxon i.

Les cotes spécifiques CS_i et l'amplitude écologique S_i , qui servent au calcul de la MCS (Menay et al., 2011), peuvent alors être décrites ainsi (Eq. 3 et 4):

$$CS_i = \frac{20[\mu_{PtotNorm(i)} - \min(\mu_{PtotNorm(1:n)})]}{[\max(\mu_{PtotNorm(1:n)}) - \min(\mu_{PtotNorm(1:n)})]} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$S_i = \frac{3[\max(\theta_{PtotNorm(1:n)}) - \theta_{PtotNorm(i)}]}{[\max(\theta_{PtotNorm(1:n)}) - \min(\theta_{PtotNorm(1:n)})]} \quad (\text{Eq. 4})$$

Il est par la suite opérer une sélection des taxons ayant au moins 25 occurrences dans le jeu de données et n'étant ni un « indéterminé » ni un taxon déterminé au niveau générique ou supérieur. Une vérification à dire d'expert a permis, à ce niveau, d'observer et de valider le gradient des cotes spécifiques déterminées. Cependant, il a été observé (Figure 7) dans un premier temps un mauvais étalement des notes sur l'ensemble de la gamme (aucun taxon ayant une cote supérieure à 17) et une médiane des notes à 6.65 ce qui est très faible. Pour pallier à cela, nous avons effectué une transformation box-cox (Box & Cox, 1964) suivie d'une normalisation entre 0 et 20 pour la cote spécifique et 0 et 3 pour le coefficient de sténoécie. Cela permet d'obtenir un meilleur étalement des notes sur l'ensemble de la gamme de valeur (Figure 7 & Figure 8).

Par ailleurs une dizaine de taxons qui n'ont pas atteint le seuil des 25 occurrences ont cependant été conservés. Il s'agit de *Coenochloris fottii*, *Raphidocelis contorta*, *Cyclostephanos invisitatus*, *Pandorina morum*, *Aphanothece minutissima*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *Katodinium fungiforme*, *Oocystis borgei*, *Aphanocapsa elachista* et *Chroococcus limneticus*. En effet, ceux sont des taxons dont les occurrences sont comprises entre 20 et 25 et pour lesquels une relativement bonne connaissance écologique existent. De plus ils sont déterminables sans trop de difficulté et ont une note par ce traitement statistique jugée satisfaisante à dire d'expert. Ainsi la liste finale contient 165 taxons dont les cotes spécifiques sont réparties entre 0 et 20 et avec une médiane à 11.02 (Liste détaillée en Annexe 2).

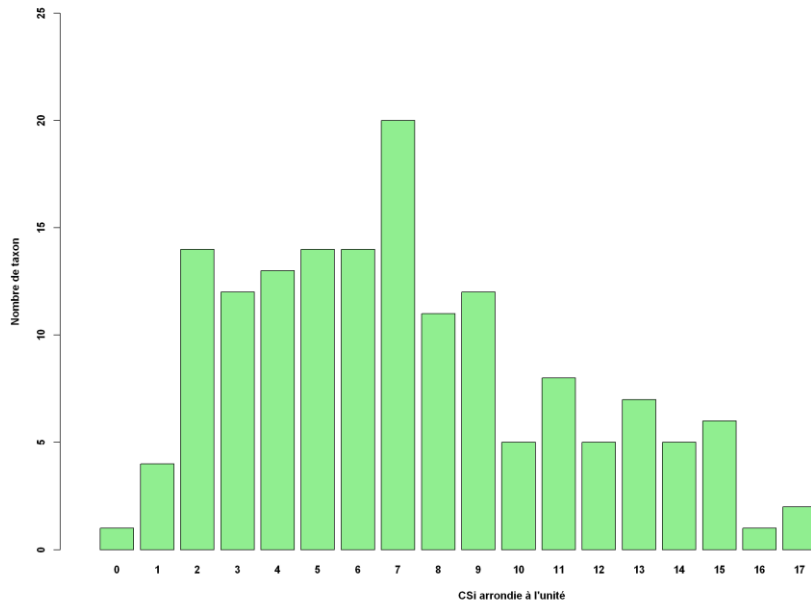


Figure 7: Distribution des cotes spécifiques sans transformation Box-Cox.

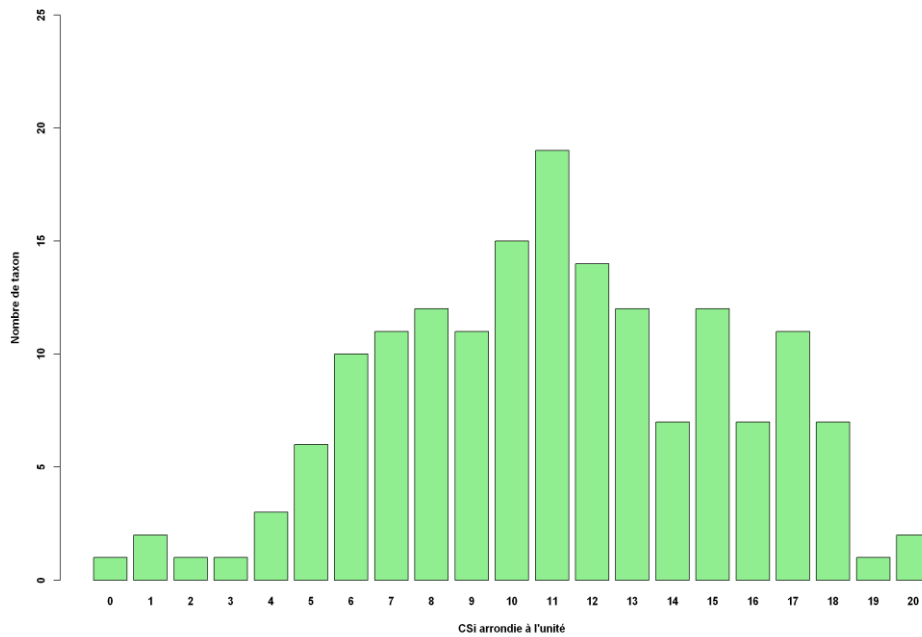


Figure 8: Distribution des cotes spécifiques avec transformation Box-Cox.

Avec cette liste, les trois-quarts des campagnes du jeu de données ont un biovolume relatif cumulé des espèces contributives compris globalement entre 20 et 70 % (Figure 9) et permet donc d'avoir une assez bonne représentativité des compositions taxonomiques.

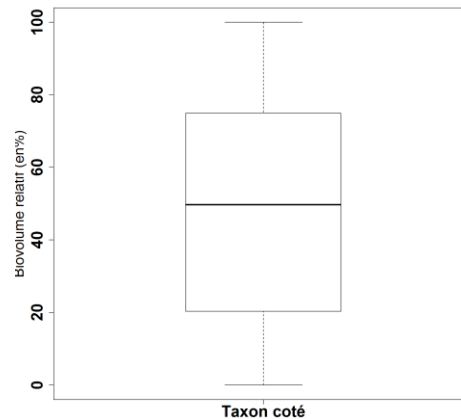


Figure 9: Distribution du biovolume relatif des taxons cotés par campagne

2.3.2 DÉVELOPPEMENT DE LA MÉTRIQUE MCS

La métrique MCS est calculée, par campagne, selon la formule de Zelinka & Marvan (1961), équation 5, précédemment évoquée dans les rapports Menay et al. (2011) et Feret et al. (2012) :

$$MCS_c = \frac{\sum_{i=1}^n CS_i * S_i * A_i}{\sum_{i=1}^n S_i * A_i} \text{ (Eq. 5)}$$

Avec, CS_i la cote spécifique du taxon i , S_i son coefficient de sténoécie et A_i son abondance en biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$).

La moyenne annuelle de cet indice sur au moins 3 campagnes réparties entre avril et octobre est par la suite utilisée.

2.3.3 DÉTERMINATION DES CONDITIONS DE RÉFÉRENCE ET DES ECOLOGICAL QUALITY RATIO (EQR)

Le ratio de qualité écologique ou EQR exprime le niveau de qualité d'un plan d'eau par rapport à une valeur de référence. Dans la littérature, il est fréquemment admis que la structure écologique du phytoplancton définissant les conditions de référence est principalement corrélée à des variables environnementales tels que la profondeur moyenne, l'altitude, le temps de séjour ou

l'alcalinité. Pour ce travail, seules les données nationales de sites de référence ont été utilisées contrairement aux travaux préliminaires pour lesquels des données du GIG alpin avaient été ajoutées au jeu de données. Ainsi dans un premier temps, la distribution des MCS sur les sites de références selon différentes classes de ces paramètres environnementaux est étudiée.

- **Analyse de la distribution des sites de référence selon les classes de paramètres environnementaux**

Il faut noter que lors des premiers essais (Menay et al., 2011, Feret et al., 2012), il avait été suggéré l'idée de travailler par macro-types en partageant le jeu de données en 9 groupes selon l'altitude et la profondeur moyenne. L'alcalinité et le temps de séjour n'avait pas été pris en compte du fait de l'absence de ces informations sur un certain nombre de plans d'eau du jeu de données.

Dans la présente analyse (Figure 10 & Tableau 2), 3 classes d'altitude, 3 classes de profondeur moyenne, 2 classes d'alcalinité et 2 classes de temps de séjour ont été déterminées. Il faut noter que pour les 55 année-lacs de référence disponible au moment de l'étude, seules 27 ont une valeur de temps de séjour disponible dans la base de données. Les 3 autres paramètres sont quasiment tous renseignés (49 année-lacs).

Les tests de Pairwise (Tableau 2) montrent que seules les classes de profondeurs moyennes sont bien caractérisées par des distributions de MCS différentes ($t < 0.05$). Les autres paramètres montrent des distributions ne pouvant être différencié ($t > 0.05$) ce qui tend à suggérer soit qu'ils sont corrélés de moindre manière aux conditions de références soit que les classes définies ne sont pas adaptées. En outre il faut noter que les année-lacs ne sont pas réparties également entre classes. Ainsi, le jeu de données ne comporte que 4 « année-lacs » de faible profondeur en altitude. Cette limite du jeu de données de référence serait encore accentuée en cas de combinaison des classes des différents paramètres et rendrait alors très difficile la détermination des MCS de référence. Par ailleurs, la multiplication des macro-types (combinaison de classes) complexifie beaucoup la méthode de développement et son application. Ces constatations ont suggéré l'idée d'utiliser un modèle continue pour définir les valeurs de référence.

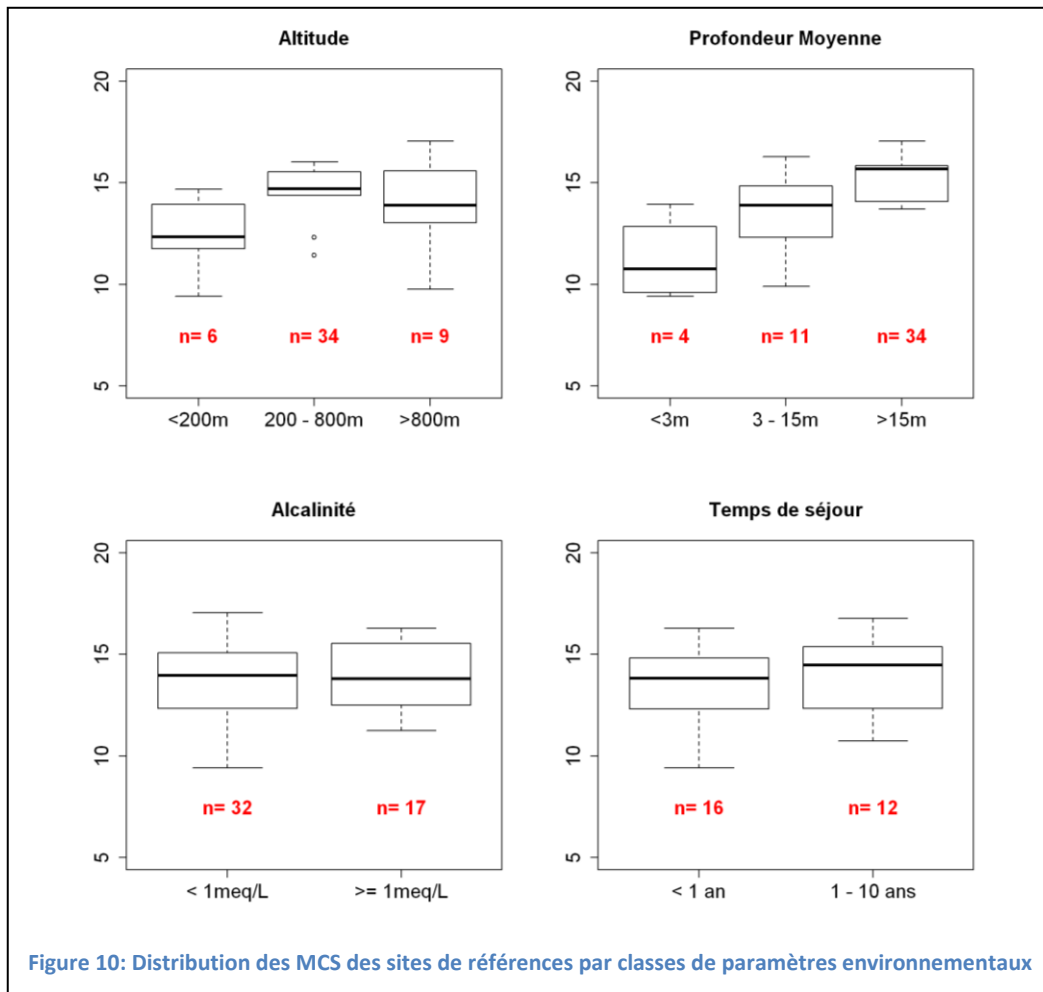


Tableau 2: Test de Pairwise comparant la distribution des MCS des sites de références selon les classes de paramètres environnementaux

Pairwise MCS - Classe d'altitude		
	<200m	>800m
>800m	0.15	/
200-800m	0.14	0.47

Pairwise MCS - Classe de profondeur		
	<3m	>15m
>15m	0.00035	/
3 - 15m	0.01389	0.01389

Pairwise MCS - Classe d'alcalinité	
	< 1meq/L
≥1meq/L	0.67

Pairwise MCS - Classe de temps de séjour	
	< 1 an
1 - 10 ans	0.5

- **Analyse des conditions de référence dans un modèle continu**

Plutôt que de séparer le jeu de données des sites de références en macro-types, les données brutes sont utilisées puis analysées au travers de leurs corrélations avec la métrique MCS. Le Tableau 3 détaille les corrélations de Pearson entre la MCS et différents paramètres environnementaux en valeur brute ou après une transformation logarithmique ($\log_{10}+1$) sur les sites de référence. L'année-lac 2006 du plan d'eau de Servières a été supprimée après expertise considérant que ses campagnes comportent trop de taxons déterminés au genre.

Les paramètres ayant une corrélation significative sont, en données brutes, l'altitude, la profondeur moyenne et la longitude des plans d'eau. En transformation \log_{10} , l'altitude, la profondeur moyenne et le volume du plan d'eau peuvent être sélectionnés. La longitude étant très fortement corrélé à l'altitude (du fait du jeu de données de référence ayant un fort gradient d'altitude sur l'axe Ouest-Est) et le volume du plan d'eau étant très corrélé à la profondeur moyenne et n'étant pas décrit dans tous les sites, ces deux paramètres ne sont pas retenus. Ainsi, seuls les paramètres « altitude » et « profondeur moyenne » sont retenus. Même si elle ne semble pas améliorer les résultats, la transformation logarithmique est conservée.

Tableau 3: Corrélation de Pearson entre la MCS des sites de référence et les paramètres environnementaux

Transformation	Paramètre	N	Coefficient	p.value
Brut	Altitude	48	0.36 **	0.01208
	Profondeur Moyenne	48	0.48 ***	0.00064
	Alcalinité	48	0.06	0.67018
	Temps de séjour	28	0.21	0.27395
	Volume	36	0.28	0.10381
	Longitude	48	0.37 ***	0.00963
	Latitude	48	-0.21	0.15507
	Profondeur max	48	0.21	0.27395
Log10	Altitude	48	0.28 *	0.05143
	Profondeur moyenne	48	0.54 ***	0.00007
	Alcalinité	48	-0.04	0.77846
	Temps séjour	28	0.29	0.13652
	Volume	36	0.33 **	0.04703
	Longitude	48	0.14	0.36582
	Latitude	48	-0.21	0.15995
	Profondeur max	48	0.29	0.13652

- **Elaboration des modèles de calcul des MCS de référence**

Deux modèles linéaires liant les MCS des sites de références sont déterminés : un avec l'altitude et la profondeur moyenne du plan d'eau (Eq 6.1) et un autre uniquement avec la profondeur moyenne (Eq. 6.2). L'altitude bien que présentant une p-value légèrement au-dessus de 0.05 et un coefficient de corrélation de seulement 0.28 est un paramètre retenu pour le modèle. En effet, sur le jeu de données français son influence est assez faible mais sa prise en compte dans le modèle améliore les corrélations avec les méthodes européennes de la zone alpine (intercalibration du GIG Alpin). Voir le chapitre 2.5.

Modèle 1: $MCS_{Ref} = a + b * \text{Log}_{10}(\text{ProfMoy} + 1) + c * \text{Log}_{10}(\text{Altitude} + 1)$ (Eq. 6. 1)

Modèle 2: $MCS_{Ref} = a + b * \text{Log}_{10}(\text{ProfMoy} + 1)$ (Eq. 6. 2)

Tableau 4: Coefficient des modèles 1 et 2

	Modèle 1 (Altitude+Profondeur)	Modèle 2 (Profondeur)
n	48	48
intercept (a)	10.1340***	10.8704***
Prof_Moy (b)	2.6030***	2.7840***
Altitude (c)	0.3148	/
p-value	0.000752	0.000185
R²	0.2734	0.2644
AIC	48.21	46.8

Ces deux modèles, malgré un coefficient de corrélation R² relativement faible montrent une p-value significative. Par ailleurs, l'analyse des résidus des modèles (Annexes 3 et 4) semble suggérer une relative qualité des modèles et l'homoscédacité des résidus (résidus suivant une loi normale). Cependant, cette analyse est à prendre avec précaution à cause du faible nombre de point. Il faut remarquer que l'influence de l'altitude entre 0 et 2841 m (lac le plus élevé du jeu de référence français) sur la MCS de référence est de 1.15 alors qu'elle est de 5.83 pour la profondeur entre 0 et 153 m (lac le plus profond). Cela montre une contribution beaucoup plus élevée de la profondeur moyenne que de l'altitude à l'état trophique de référence. Les distributions des MCS de référence (Figure 11) sur l'ensemble du jeu de données s'échelonnent pour les deux modèles entre 11 et 17 et sont très similaires bien que le modèle 2 semble imposer des valeurs légèrement plus élevées.

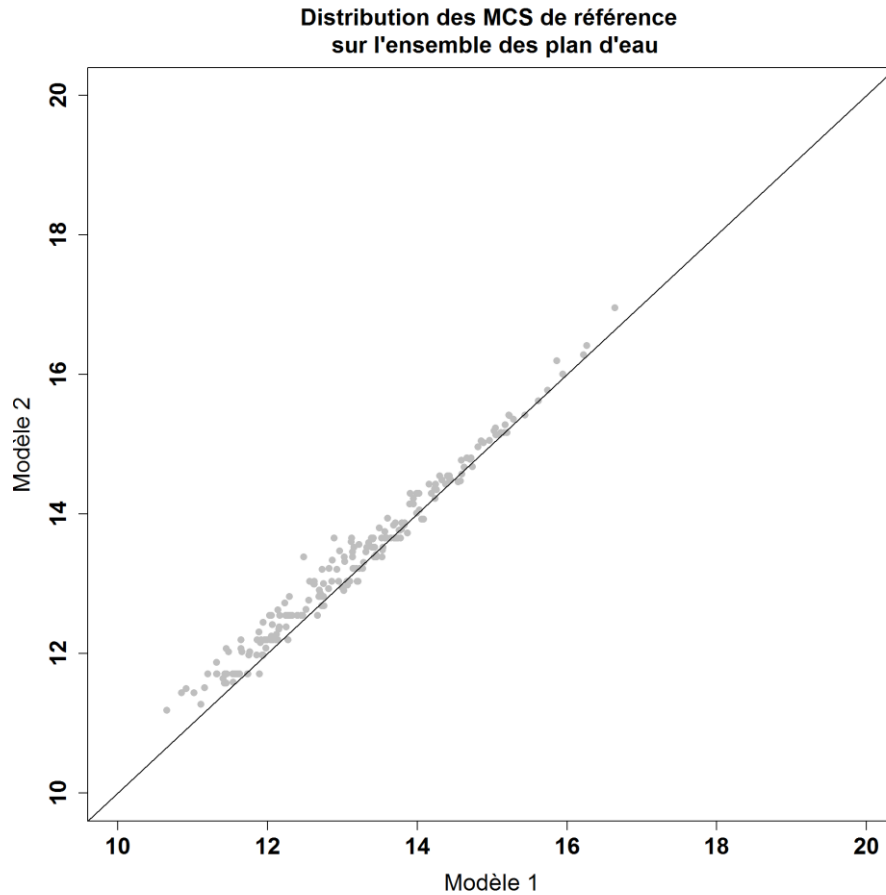


Figure 11: Distribution des MCS sur les sites de référence selon les deux modèles retenus

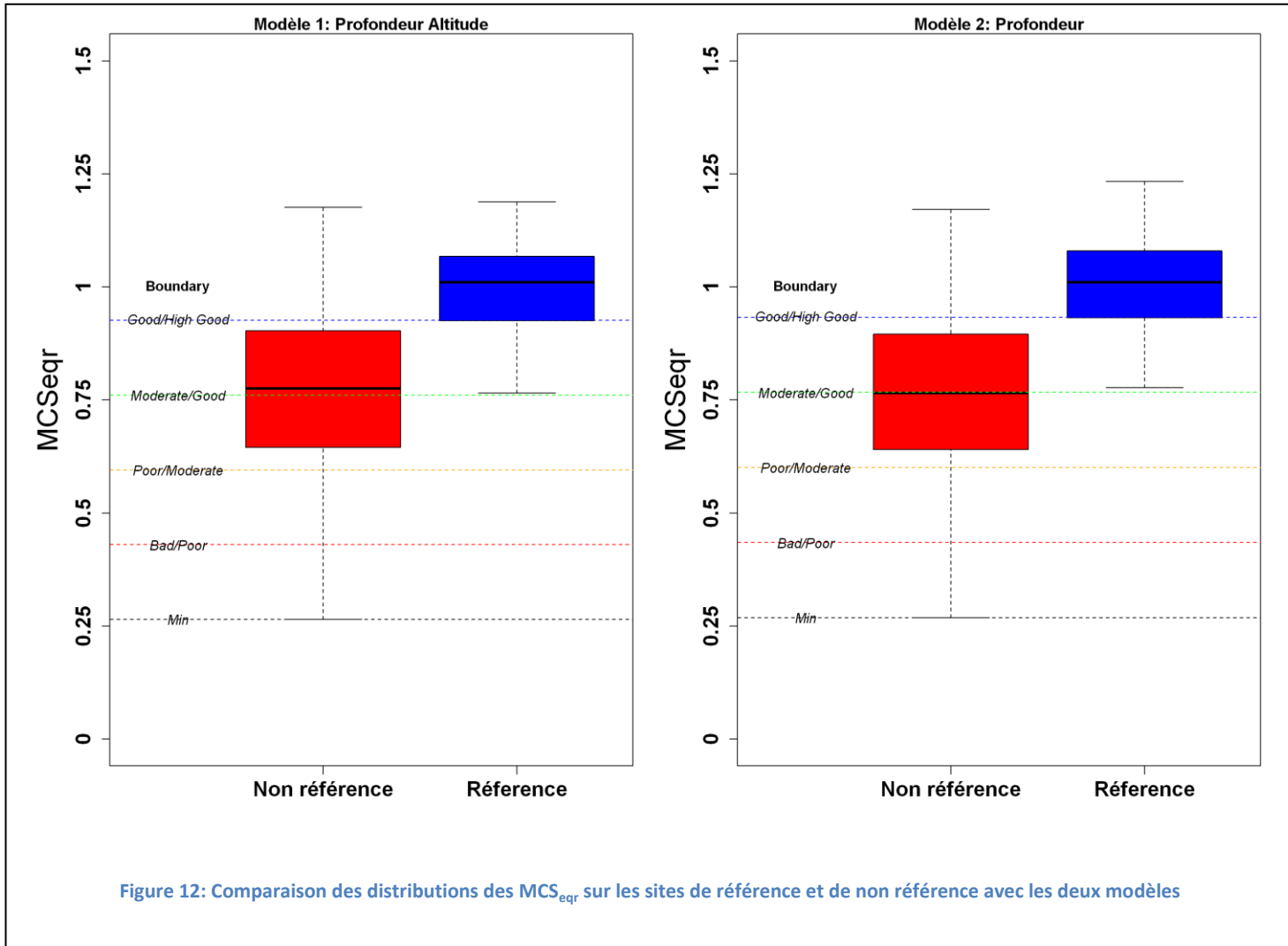
- **Calcul des Ecological Quality Ratio de la métrique MCS**

A partir des modèles présentés précédemment, une valeur de référence de la métrique MCS peut ainsi être calculée pour chaque plan d'eau. Cette donnée permet de calculer l'écart à la référence de la métrique en suivant l'équation 7 (Eq.7) suivante :

$$MCS_{eqr} = \frac{MCS}{MCS_{Ref}} \quad (\text{Eq.7})$$

2.3.4 ANALYSE DES MCS_{EQR} ET DÉTERMINATION DES LIMITES DE CLASSES

Dans les deux modèles, il y a une très nette distinction des sites de référence du reste du jeu de données comme le montre la Figure 12. De plus, dans les deux cas, l'ensemble des données de référence est en classe de qualité High Good et Good.



La DCE impose que ce système d'évaluation classe la qualité des plans d'eau en 5 classes d'état suivantes :

- High Good (Très bon)
- Good (Bon)
- Moderate (Moyen)
- Poor (Médiocre)
- Bad (Mauvais)

Pour cela il faut déterminer les bornes de ces classes pour la métrique MCS_{eqr} .

- **Détermination des limites de classes d'état et normalisation de la métrique**

Il est fréquemment recommandé dans la littérature que la limite de classe « H/G » d'une métrique soit placée au percentile 25 % de la distribution de celle-ci sur les sites de référence (Ofenböck et al. 2004, Hering et al., 2006). Arbitrairement, la plus faible valeur de MCS_{eqr} « possible » est fixée comme étant la plus faible présente dans le jeu de données. Cela permet de maximiser la distribution sur la gamme complète de mesure. Les 3 autres limites de classes « G/M », « M/P » et « P/B » sont alors déterminées en divisant en quatre la gamme de données entre la limite « H/G » et le zéro théorique ainsi fixé. Cette méthode a pour avantage d'avoir une notion de ce que signifie le « zéro-théorique » par rapport à l'état de ce plan d'eau. Néanmoins, cela a pour inconvénient d'imposer la présence de plan d'eau dans la classe « bad ».

Pour faciliter l'interprétation de l'indice et avoir une meilleure comparabilité avec les méthodes de nos partenaires européens, la métrique est normalisée au moyen d'une équation (Eq. 8.1 et 8.2). Cette dernière permet que les limites soient équidistantes et placées sur les bornes 0,8, 0,6, 0,4 et 0,2 tels que présenté dans le

Tableau 5. Ce dernier donne les limites pour les 2 modèles testés en valeurs brutes et la correspondance en valeurs normalisées.

$$\text{Modèle 1: } MCS_{eqrNorm} = 1.205 * MCS_{eqr} - 0.3318 \quad (R^2 = 1) \quad (\text{Eq. 8.1})$$

$$\text{Modèle 2: } MCS_{eqrNorm} = 1.243 * MCS_{eqr} - 0.3375 \quad (R^2 = 1) \quad (\text{Eq. 8.2})$$

Tableau 5: Limites des classes de qualité de la MCS pour les modèles 1 et 2

Limites des classes de la métrique $MCS_{eqrNorm}$			
Limites de classes	Limites brutes modèle 1	Limites brutes modèle 2	Limites normalisées
High Good / Good	0.9393846	0.9151824	0.8
Good / Moderate	0.7733896	0.7542650	0.6
Moderate / Poor	0.6073947	0.5933476	0.4
Poor / Bad	0.4413998	0.4324303	0.2

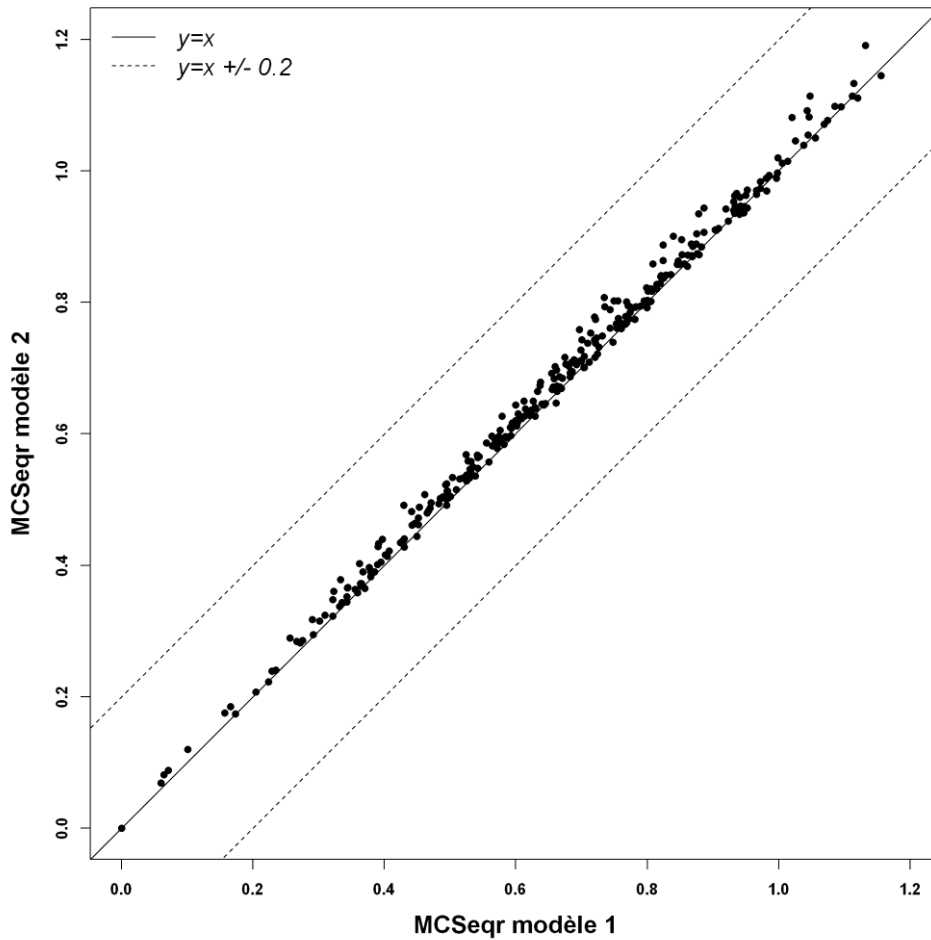


Figure 13: Comparaison des MCSeqr normalisés des deux modèles (1 : Profondeur + altitude & 2 : Profondeur)

La comparaison des deux modèles de MCS_{eqr} après normalisation (Figure 13) montre que les deux méthodes sont très proches avec une différence maximale absolue de 0.1 soit d'une demi-classe.

La métrique ainsi élaborée, peut être appliquée sur le jeu de données français afin d'évaluer sa pertinence et la valider.

2.3.5 VALIDATION DE LA MÉTRIQUE MCS SUR LE JEU DE DONNÉES FRANÇAIS

La Figure 14 montre la corrélation de la métrique MCS en EQR normalisés avec le phosphore total (après transformation logarithmique). Par ailleurs, les classes de qualité MCS normalisées déterminées précédemment sont affichées horizontalement et les classes de qualité SEQ – PE verticalement. Il apparaît que les deux modèles sont significativement corrélés au phosphore total.

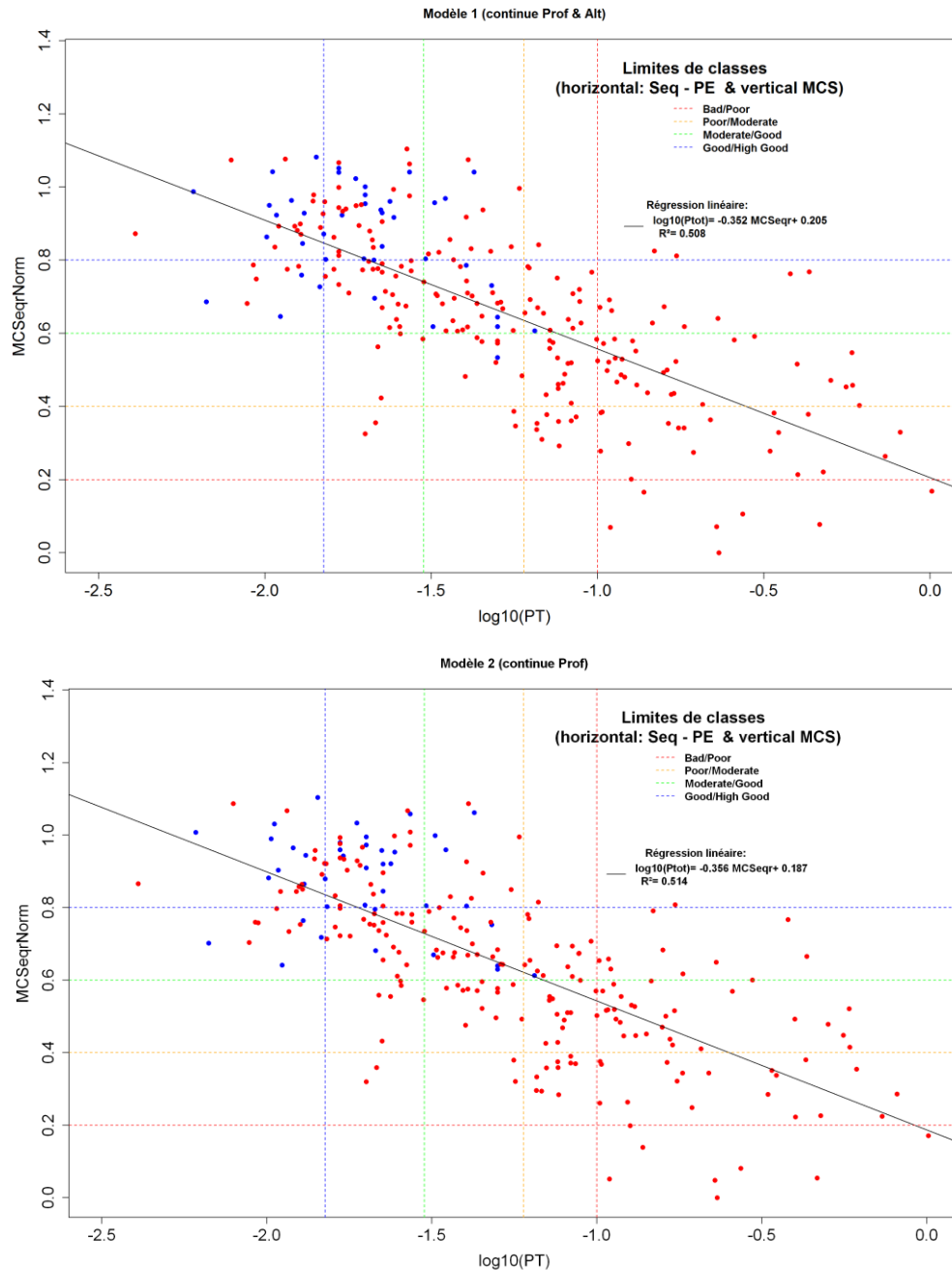


Figure 14 : Corrélation des MCSecrNorm, selon les modèles 1 et 2, avec le log du phosphore total sur l'ensemble du jeu de données français

La Figure 15 montre la distribution des valeurs de phosphore total (après transformation log) dans chacune des classes de MCS_{eqr} sur l'ensemble du jeu de donnée (sites de Référence ou non). Les limites de classes de qualité SEQ-PE sont affichées horizontalement pour mémoire. Nous observons nettement un gradient croissant du phosphore total avec l'augmentation de la dégradation de l'état écologique évaluée par la MCS_{eqr} normalisée (en classe) tendant à valider les modèles. Par ailleurs, il est observé que la métrique est moins sévère que le système de classification SEQ-PE.

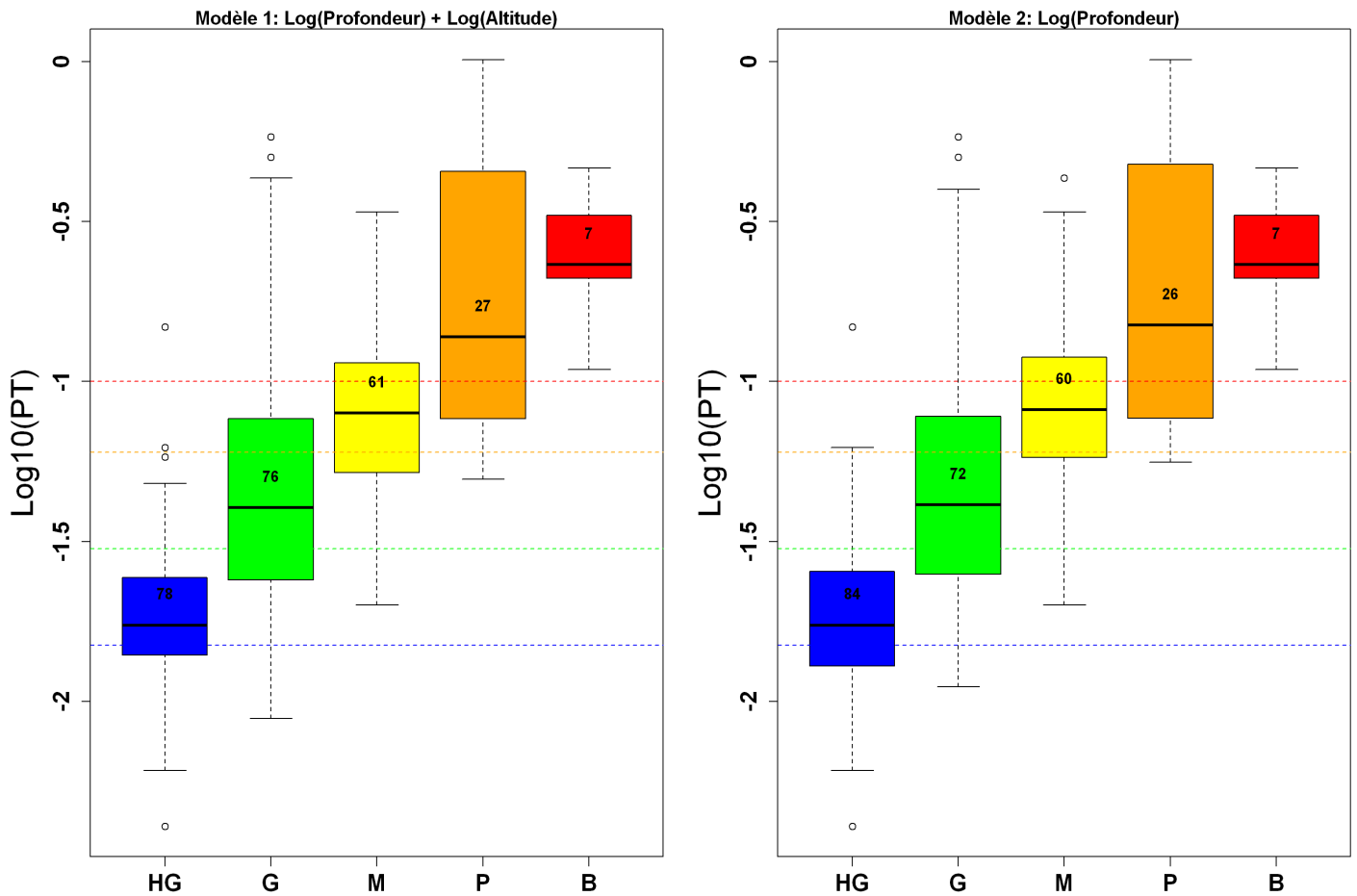


Figure 15: Distribution du phosphore total selon les classes de qualité MCS.

2.4 Agrégation des métriques et ajustement de l'IPLAC

L'indice IPLAC est ainsi composé des deux métriques combinées linéairement comme le montre l'équation 9. Cependant, il est nécessaire d'établir le rapport avec lequel la MBA et la MCS s'associent. Il est ainsi recherché le meilleur rapport α MCS/MBA donnant la meilleure relation entre l'IPLAC et le phosphore total.

$$IPLAC = \alpha * MCS + (1 - \alpha) * MBA \text{ (Eq. 9)}$$

La Figure 16 montre l'évolution du coefficient de corrélation linéaire R^2 entre l'IPLAC et le phosphore total (après transformation log) selon le rapport α . Ainsi, quand $\alpha=0$, l'IPLAC n'est constitué que de la MBA et inversement quand $\alpha=1$, il n'est constitué que de la MCS. L'analyse montre tout d'abord que la combinaison des deux métriques améliore la corrélation de l'indice comparée aux métriques prises séparément. De plus, il semble que les deux modèles s'accordent pour estimer un rapport optimal de combinaison (Tableau 6) de 0.7 / 0.3 pour respectivement la MCS et la MBA. Cela permet d'obtenir un indice ayant un coefficient de corrélation linéaire avec le phosphore total proche de 0.57 avec les deux modèles (Figure 17 et Figure 18) ce qui est très correct.

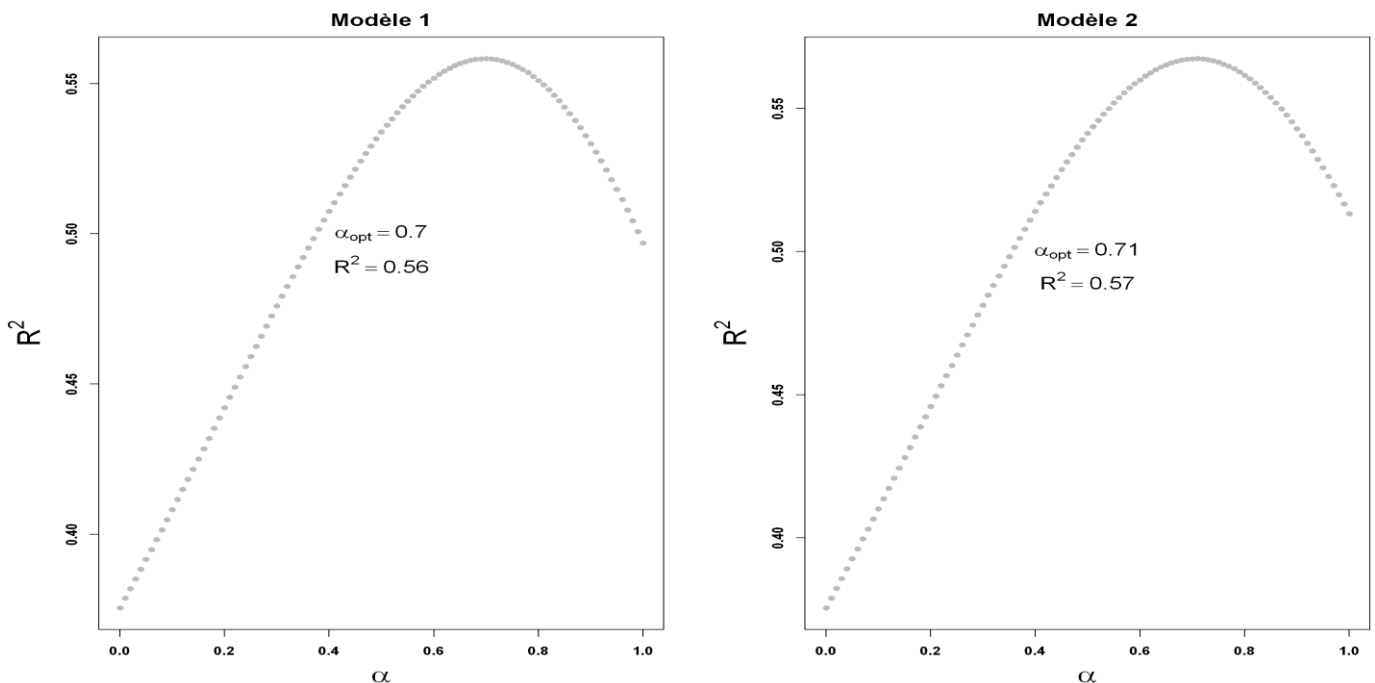


Figure 16: Détermination du rapport optimal MCS / MBA avec les modèles 1 et 2 permettant d'obtenir le R^2 le plus élevé avec le phosphore total

Tableau 6 : Rapport de combinaison optimal entre les métriques MBA et MCS pour la détermination de l'indice IPLAC

	Modèle 1	Modèle 2
α_{opt}	0.7	0.71
R^2	0.56	0.57

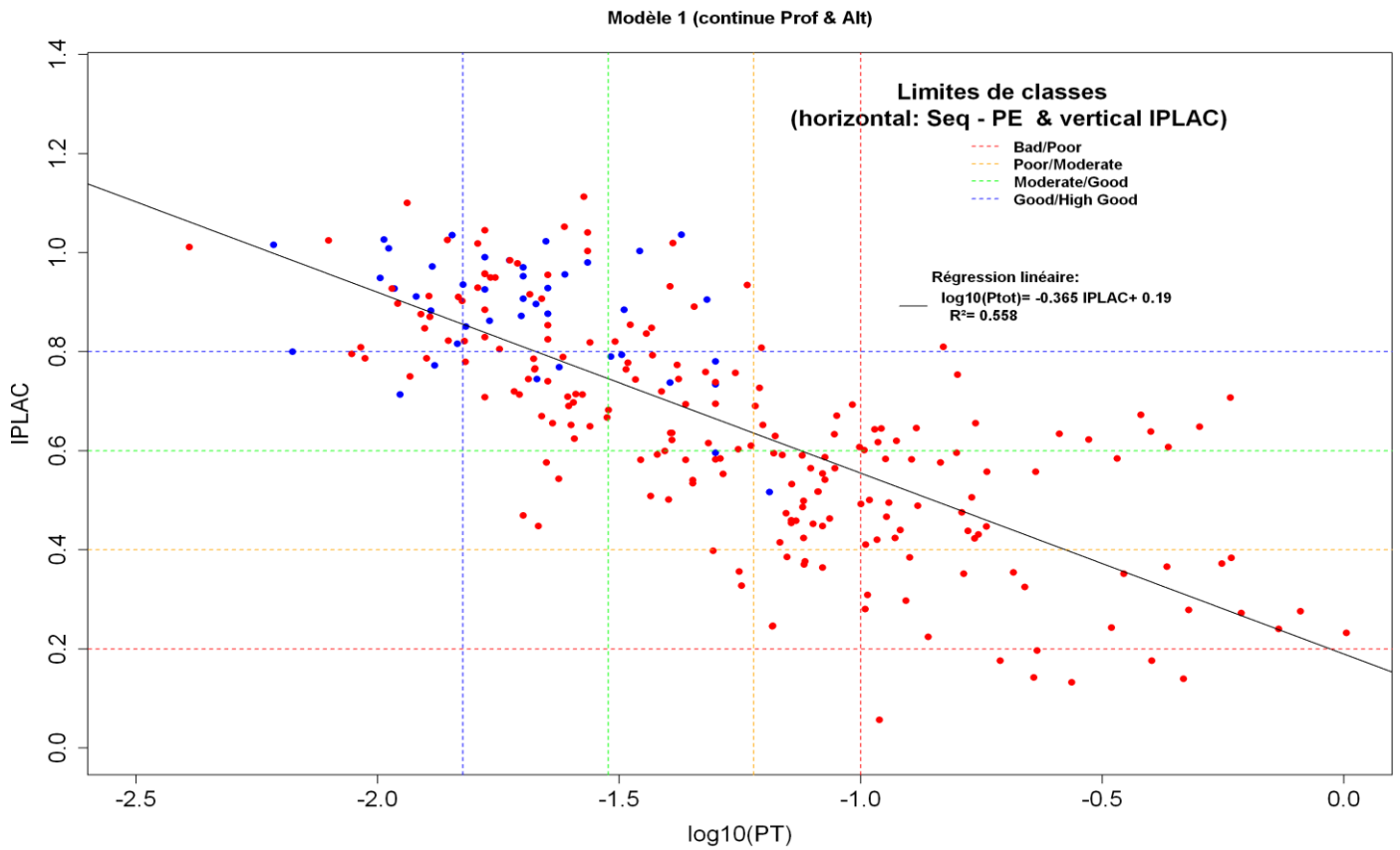


Figure 17: Relation de l'IPLAC avec le phosphore total selon le modèle 1

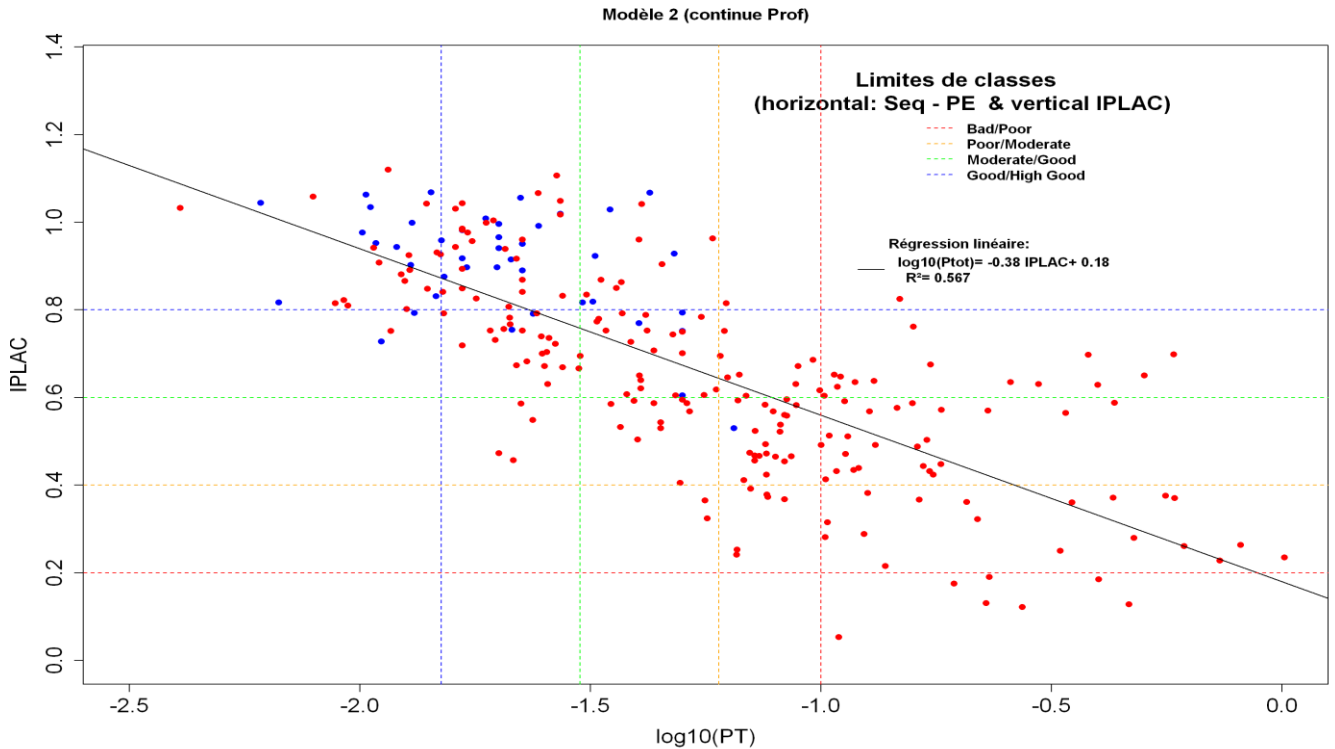


Figure 18: Relation de l'IPLAC avec le phosphore total selon le modèle 2

2.5 Validation de l'IPLAC sur les jeux de données européens

Plusieurs bases de données européennes ont été constituées dans le cadre des travaux d'intercalibration. La France étant impliquée dans les GIG Alpin, Méditerranéen et Central Baltique pour certains types de plans d'eau, les résultats des calculs de l'IPLAC devront entrer dans la bande d'harmonisation déterminée au cours de ces travaux. L'indice devra donc répondre de manière similaire aux indices des autres états membres et aux métriques communes (PCM). Les règles qui devront être utilisées pour permettre à un état membre, non intercalibré, de s'intercalibrer a posteriori avec les résultats du second round d'intercalibration et de valider les corrélations n'ont pas encore été déterminées.

Les résultats qui suivent n'ont donc aucune valeur dans le cadre de l'intercalibration mais ont pour seul objectif de valider l'indice au niveau national à partir d'un jeu de données externe et de s'assurer de sa relative cohérence pour faciliter sa future harmonisation au niveau européen. Différents critères d'évaluation d'acceptabilité décrits dans la guidance « Intercalibration » (European Commission, 2010) sont étudiés:

- Le coefficient de Pearson entre chaque méthode et la PCM doit être supérieur à 0.5 ;
- La pente de la régression (a) doit être significativement différent de 0 et comprise entre 0.5 et 1.5 ;

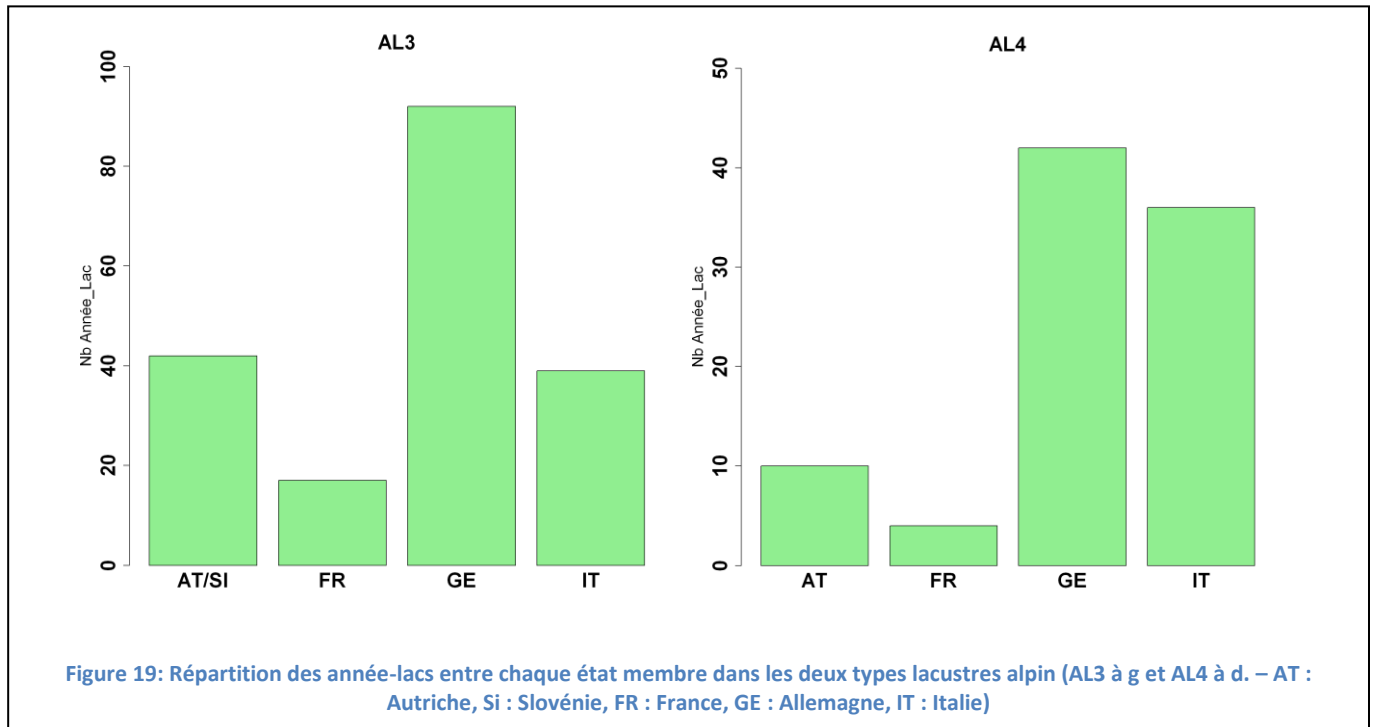
- La corrélation minimum R^2 de la méthode avec la PCM doit être au moins la moitié du maximum ;
- Les résidus de la régression linéaire doivent être vérifiés.

2.5.1 GIG ALPIN

2.5.1.1 Les données

Le groupe d'intercalibration de la zone alpine se compose de l'Autriche (AT), de l'Allemagne (GE), de l'Italie (IT), de la Slovénie et de la France (FR). Deux catégories de lac sont différenciées dans cette zone (AL3 et AL4). Un exercice d'intercalibration est mené sur chacun d'eux et indépendamment. La Slovénie appliquant la méthode autrichienne, sa méthode n'est pas distinguée dans les graphes suivants. Voir le détail sur le rapport final d'intercalibration du GIG alpin (Wolfram et al., 2011).

Les jeux de données des lacs de types AL3 et AL4 comportent respectivement 190 et 90 année-lacs. Ils sont constitués très majoritairement de lacs allemands et italiens alors que la France est le plus faible contributeur comme l'indique la Figure 19.



2.5.1.2 Comparaison des méthodes

Les tests d'intercalibration montrent que l'indice IPLAC tel qu'il a été développé est cohérent avec les méthodes des autres états membres du GIG-Alpin. En effet, les biais des limites « HG » et « GM » sont inclus dans l'intervalle requis « -0.250 / +0.250 » tout autant que les autres indices (Tableau 7). Par ailleurs, le coefficient de corrélation à la PCM (R^2) est bien supérieur à la moitié du plus élevé de chaque type (0.465 pour AL4 & 0.475 pour AL3), le coefficient de Pearson est supérieur à 0.5 et les pentes a sont comprises entre 0.5 et 1.5. Enfin, les paramètres a et b de la relation linéaire à la PCM ont des p -values très significatives (<0.001). Voir aussi les graphes des relations entre les indices dans l'annexe 7.

Tableau 7: Intercalibration des méthodes des états membres de la zone Alpine selon l'utilisation du modèle 1 ou 2 dans le calcul de la MCS

			p-value Test						
			Bias HG	Bias GM	a	a≠0	b	R ²	Pearson
Modèle 1	AL4	AT	-0.017	0.172	0.829 ^{***}	<<0.01	0.087 ^{***}	0.866	0.931
		GE	0.125	0.185	0.925 ^{***}	<<0.01	0.039 ^{***}	0.848	0.921
		IT	-0.060	-0.169	1.003 ^{***}	<<0.01	-0.040 ^{***}	0.885	0.941
		IPLAC	-0.033	-0.118	0.665^{***}	<<0.01	0.298^{***}	0.657	0.810
	AL3	AT.SI	-0.113	-0.101	0.811 ^{***}	<<0.01	0.117 ^{***}	0.907	0.952
		GE	0.143	0.109	0.923 ^{***}	<<0.01	0.001 ^{***}	0.801	0.895
		IT	0.001	0.014	0.839 ^{***}	<<0.01	0.114 ^{***}	0.876	0.936
		IPLAC	-0.038	-0.027	0.874^{***}	<<0.01	0.070^{***}	0.564	0.751
Modèle 2	AL4	AT	0.016	0.207	0.829 ^{***}	<<0.01	0.092 ^{***}	0.868	0.931
		GE	0.155	0.216	0.927 ^{***}	<<0.01	0.043 ^{***}	0.852	0.923
		IT	-0.036	-0.142	1.003 ^{***}	<<0.01	-0.035 ^{***}	0.884	0.940
		IPLAC	-0.109	-0.199	0.664^{***}	<<0.01	0.283^{***}	0.647	0.804
	AL3	AT.SI	-0.090	-0.087	0.814 ^{***}	<<0.01	0.118 ^{***}	0.906	0.952
		GE	0.165	0.123	0.927 ^{***}	<<0.01	0.002 ^{***}	0.800	0.895
		IT	0.023	0.028	0.841 ^{***}	<<0.01	0.114 ^{***}	0.874	0.935
		IPLAC	-0.109	-0.072	0.839^{***}	<<0.01	0.082^{***}	0.553	0.744

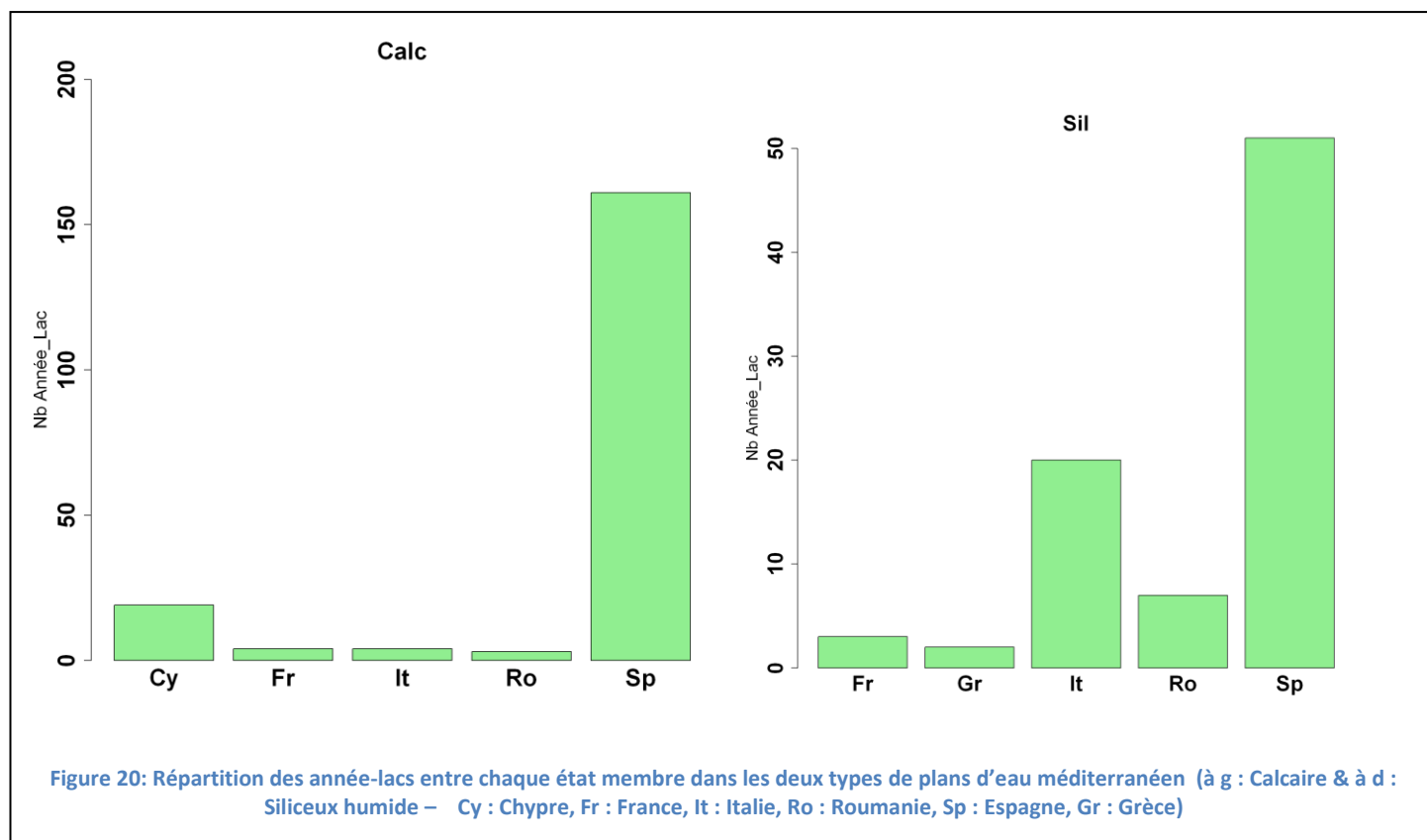
Il faut tout de même noter que l'IPLAC est l'indice le moins bien corrélé dans les deux types de lac. Cela est à rapprocher du fait que la France ait moins contribué au jeu de données commun et au fait que l'IPLAC ait été calibré nationalement sur l'ensemble du territoire et comporte donc des types de lacs s'éloignant fortement des lacs alpins. Enfin, il semble que les mesures de phosphore total des autres états membres aient des limites de quantifications plus faibles que les mesures françaises permettant une meilleure discrimination des valeurs très faibles de phosphore total qui sont rarement retrouvées en France.

D'après ces résultats l'IPLAC pourrait s'intercaler sans difficulté dans les deux types AL3 et AL4 avec les autres états membres et selon les règles et résultats du second round.

2.5.2 GIG MÉDITERRANÉEN

2.5.2.1 Les données

Le groupe d'intercalibration européen « méditerranée » se compose de Chypre, de l'Italie, de la Roumanie, de l'Espagne, de la Grèce et de la France. Les plans d'eau sont distingués en trois groupes de réservoirs, calcaire, siliceux humide et siliceux sec. L'Espagne est le principal contributeur au jeu de données alors que la France reste très minoritaire et seulement présente dans les types calcaires et siliceux humide comme l'indique la Figure 20. Voir le détail de l'intercalibration méditerranéenne dans le rapport final (De Hoyos et al, 2012).



L'intercalibration avec les autres états membres du GIG-méditerranéen est plus problématique que celle du GIG-alpin. En effet, les différents tests effectués montrent une corrélation à la métrique commune (PCM) acceptable selon les critères requis mais les biais sont trop importants et dépassent la limite de 0.25 (Tableau 8). Cela indique que l'indice est trop strict par

rapport aux autres pays. Il est à noter que les types de plans d'eau méditerranéens intercalibrés sont des réservoirs, or l'IPLAC a été majoritairement développé sur des plans d'eau naturels. Cela peut expliquer une partie des biais. Une autre partie peut s'expliquer par la faible proportion de réservoir méditerranéen français existant et pris en compte dans le développement de l'IPLAC. Voir aussi les graphes des relations entre les indices dans l'annexe 8.

Tableau 8: Intercalibration des méthodes des états membres de la zone Méditerranéenne selon l'utilisation du modèle 1 ou 2 dans le calcul de la MCS

			Biais HG	Biais GM	a	p-value Test a≠0	b	R ²	Pearson
Modèle 1	Calc	NMASRP	-0.087	-0.094	0.850	<<0.01	0.115	0.931	0.965
		MASRP	-0.211	-0.316	0.950	<<0.01	0.007	0.902	0.949
		NITMET	-0.014	-0.053	0.991	<<0.01	0.005	0.857	0.926
		IPLAC	0.404	0.599	0.658	<<0.01	0.366	0.500	0.707
	Sil	NMASRP	-0.348	-0.325	0.942	<<0.01	-0.030	0.920	0.959
		MASRP	0.225	0.143	0.878	<<0.01	0.170	0.937	0.968
		NITMET	-0.283	-0.248	0.908	<<0.01	0.015	0.916	0.957
		IPLAC	0.381	0.416	0.833	<<0.01	0.136	0.537	0.732
Modèle 2	Calc	NMASRP	-0.077	-0.084	0.850	<<0.01	0.116	0.932	0.966
		MASRP	-0.202	-0.306	0.951	<<0.01	0.007	0.903	0.950
		NITMET	-0.004	-0.043	0.992	<<0.01	0.005	0.859	0.927
		IPLAC	0.367	0.564	0.654	<<0.01	0.362	0.501	0.708
	Sil	NMASRP	-0.326	-0.309	0.942	<<0.01	-0.029	0.920	0.959
		MASRP	0.245	0.158	0.878	<<0.01	0.171	0.936	0.968
		NITMET	-0.260	-0.232	0.908	<<0.01	0.016	0.916	0.957
		IPLAC	0.321	0.376	0.823	<<0.01	0.137	0.534	0.731

2.5.3 TEST D'AJUSTEMENT DE L'IPLAC POUR RÉPONDRE AUX EXIGENCES DU GIG ALPIN & MÉDITERRANÉEN.

Pour permettre de répondre simultanément aux exigences des GIG-alpins et méditerranéen il a été testé sur le modèle 1 l'abaissement de la limite « HG » de la MCS à différent percentile permettant alors d'être moins strict conformément aux tests de comparabilité de la zone méditerranéenne. Cette analyse montre l'oscillation des biais « HG » et « GM » dans la gamme autorisée « -0.25 / +0.25 ». La Figure 21 montre que comme attendue, diminuer la limite HG permet de se rapprocher d'un biais à 0.25 pour les 2 types (Calcaire et Siliceux humide) et les deux limites (HG et GM) de la zone méditerranéenne au percentile 0.1. Néanmoins, simultanément, l'ensemble des biais pour les deux types (AL3 et AL4) et les deux limites du gig Alpin dépasse la borne de -0.25.

L'indice devient alors trop laxiste par rapport aux autres états membre de ce GIG. Il faut par ailleurs savoir, que cette modification permet à la France d'entrer dans cette bande d'harmonisation mais pas aux autres Etats Membre.

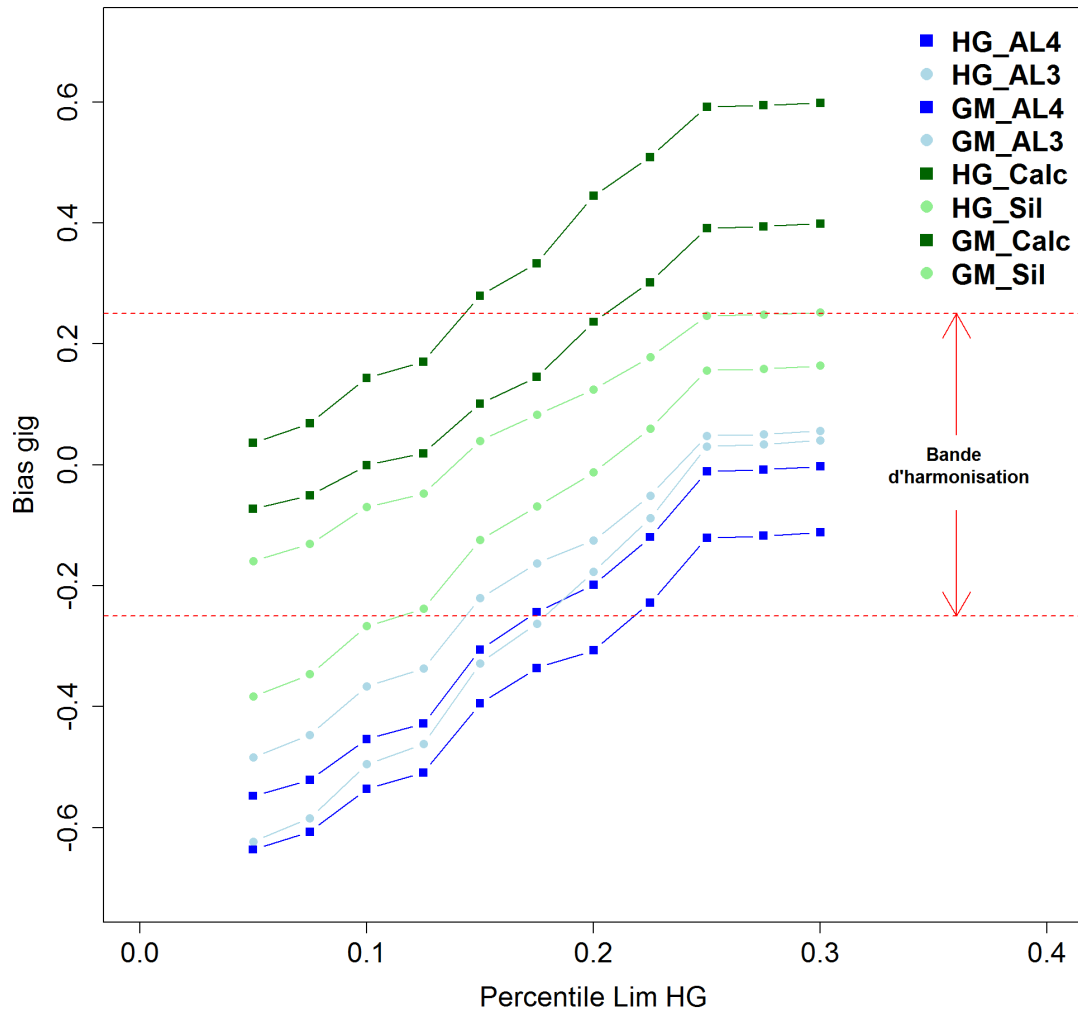


Figure 21: Test d'intercalibration simultanée avec le GIG-Méditerranée et Alpin

Cette analyse montre qu'il n'est pas possible de satisfaire les conditions requises d'harmonisation des deux groupes d'intercalibration simultanément. Néanmoins, la construction actuelle de l'indice permettant une bonne inter-comparabilité avec les états membres alpins, satisfaisant les critères d'évaluation au niveau nationale, et n'ayant qu'un faible nombre de plans d'eau concernés par l'harmonisation méditerranéenne, il semble à cette étape du développement qu'il est préférable de conserver l'indice tel qu'il est développé actuellement. Une analyse au cas par cas de l'application de l'indice doit alors être menée sur les plans d'eau méditerranéens pour

comprendre les différences de méthodes et/ou de fonctionnement écologique des plans d'eau menant à ces différences et proposer ultérieurement une correction locale si nécessaire.

2.6 Validation de l'IPLAC et choix du modèle de développement de la MCS

Les précédentes analyses montrent que les deux modèles de développement de la MCS selon qu'ils calculent les valeurs de référence par une régression linéaire avec l'altitude et la profondeur ou seulement avec la profondeur, sont très fortement comparables au niveau national. Cependant, la validation et l'intercalibration sur les jeux de données du GIG-alpin ont montré que le modèle 1, prenant en compte l'altitude dans le calcul des références, obtient des biais plus faibles que le modèle 2 et semble donc mieux « harmonisable ». Cette observation mène donc à conserver le modèle 1 utilisant la profondeur moyenne et l'altitude pour l'indice IPLAC.

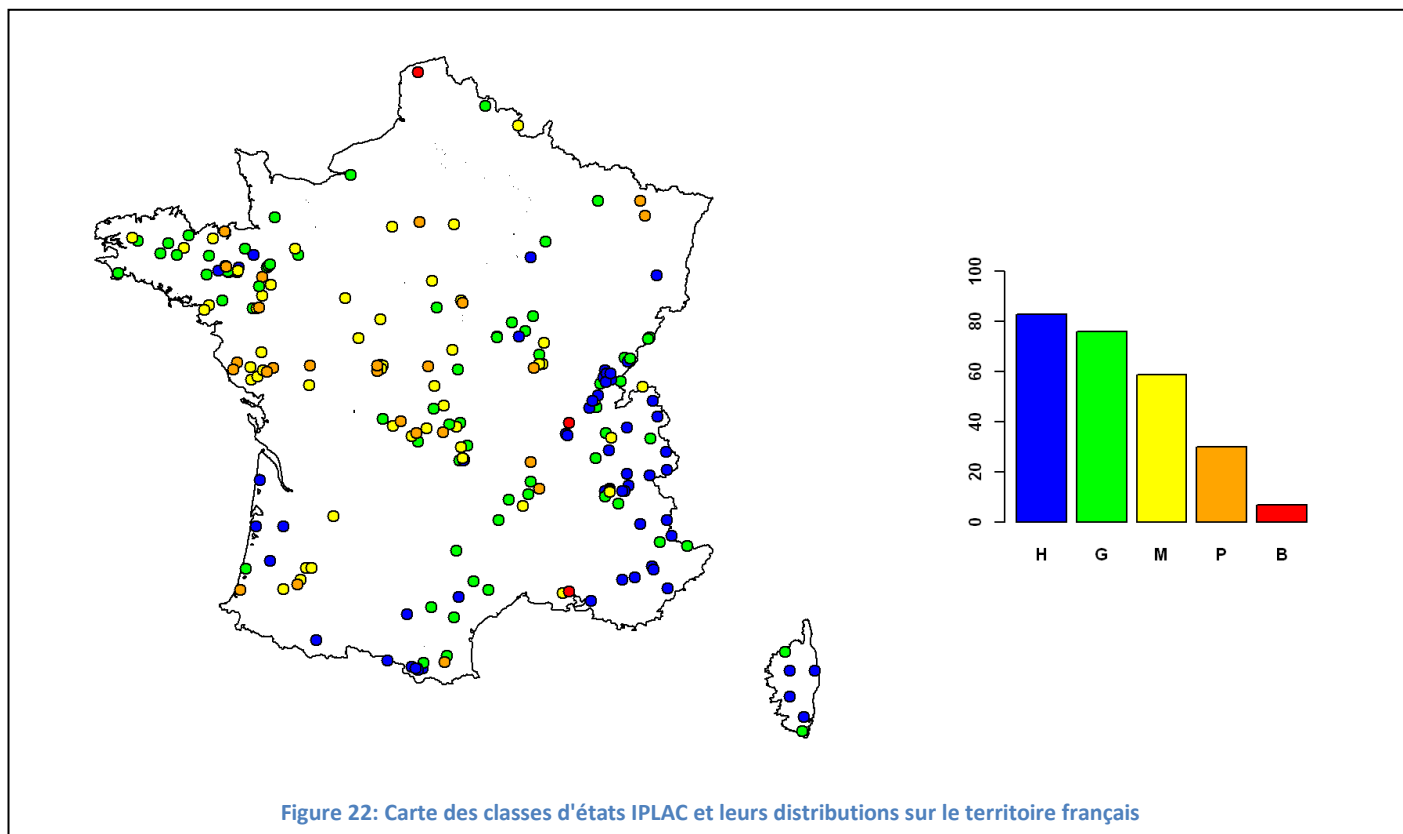
3 Application nationale de l'indice IPLAC

3.1 Validation de l'IPLAC sur le jeu de données français

Il est nécessaire de valider les résultats obtenus avec l'IPLAC ainsi développé. L'intégralité du jeu de données ayant été utilisé pour le développement de l'indice, celui-ci est aussi utilisé pour sa validation dans un premier temps puis des jeux de données externes (GIGs) sont employés.

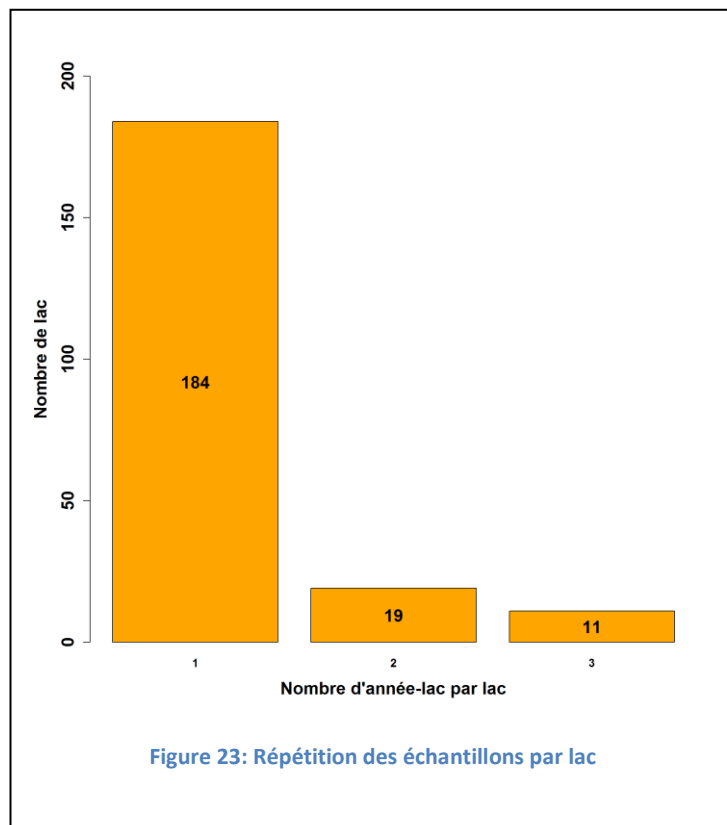
3.1.1 DISTRIBUTION NATIONALE

La Figure 22 illustre sous forme de carte les résultats des calculs de l'IPLAC sur le territoire métropolitain français. Chaque couleur représente un état écologique, évalué par l'IPLAC, différent. Ainsi près de 64 % des plans d'eau français sont classés en état bon ou très bon et seulement 14 % en état médiocre au mauvais. Le détail des résultats est résumé en Annexe 5.



3.1.2 ANALYSE DES SITES POSSÉDANT PLUSIEURS « ANNÉE-LACS »

Pour étudier la stabilité temporelle de l'indice, nous regardons l'évolution des classes d'état pour les lacs ayant fait l'objet de plusieurs années d'échantillonnages durant la période 2005-2010. La Figure 23 montre que 30 lacs ont été échantillonnés plusieurs fois dans la période d'étude dont 11 à 3 reprises (sites de référence).



Sur l'ensemble de ces lacs, 51 % ont une classe d'état IPLAC stable, 34 % subissent un changement d'une classe, et 13 % de deux classes. Les 3 lacs subissant un changement de 2 classes sont l'étang de la Blisière (44), le lac de Pierre-Châtel (38) et la retenue de Vassivière (87).

Dans le cas du lac de Pierre-Châtel, la classe d'état est « moyen » en 2007 et « très bon » en 2010 (voir le détail des listes floristiques en annexe 6). Le détail des résultats montre que la métrique MCS provoque ce changement de classe. Une analyse détaillée de la liste floristique de ce site, pour ces deux années, montre une très forte abondance, en 2007, de *Microcystis aeruginosa* (43 à 60 % du biovolume relatif) considéré comme l'un des principaux acteurs des blooms algaux en eaux très eutrophes. La classe « moyen » semble donc correspondre à cette liste floristique impactée par les cyanobactéries. En 2010, ce taxon ne se retrouve quasiment pas expliquant en partie le meilleur classement d'état.

3.1.3 ANALYSE DE L'INDICE SUR LES RÉSERVOIRS MÉDITERRANÉENS

La méthode d'évaluation choisie ne permettant pas de s'harmoniser avec le GIG méditerranéens, l'ensemble des résultats sont résumés ci-dessous pour étudier les conséquences de ce choix. Il faut observer tout d'abord que cela ne concerne que 8 réservoirs en France. Par ailleurs, bien que la méthode française soit trop stricte, celle-ci classe 5 de ces plans d'eau en Très bon et Bon état (Tableau 9). Le choix final n'aura donc que peu d'impact sur leurs évaluations.

Tableau 9: Détail du calcul de l'IPLAC dans les réservoirs méditerranéens (MCSneqr : MCS en EQR normalisée, MBANEqr : MBA en EQR normalisée)

Année_Lac	Nom_Lac	MCSneqr	ClasseMCS	MBANEqr	ClasseMBA	IPLAC	ClasseIPLAC	Ptot	Mchloro
ALE2B_2010	Lac d'Alésani	0.84	H	0.96	H	0.88	H	0.01	1.57
AVE34_2009	Réservoir d'Avènes	0.69	G	0.92	H	0.76	G	0.03	1.80
CAL2B_2008	Retenue de Calacuccia	0.97	H	0.49	M	0.82	H	0.01	5.93
CAR66_2009	Retenue de Caramany	0.75	G	0.65	G	0.72	G	0.04	4.23
ESP04_2007	Lac d'Esparron	0.92	H	0.82	H	0.89	H	0.05	2.00
SAL34_2010	Lac du Salagou	0.71	G	0.94	H	0.78	G	0.03	1.80
SCA83_2007	Lac de St Cassien	1.05	H	1.03	H	1.00	H	0.03	1.33
TOL2A_2010	Lac de Tolla	0.94	H	0.54	M	0.82	H	0.02	4.17

3.2 Réponse de l'indice aux pressions externes

Pour valider l'indice, la réponse de celui-ci à différentes pressions anthropiques externes sont étudiées. Tout d'abord, il est utilisé le premier niveau de classification de la banque de données européenne Corine Land Cover 2006 permettant de déterminer l'usage du bassin-versant en part relative d'occupation du sol selon 5 classes (Agricole, Forestière, Artificielle, Humide, Eau). Une 6^{ème} classe représentant l'agriculture intensive, c'est-à-dire une sous sélection de la classe agricole précédente, est calculée. Par la suite, ces 6 classes sont déterminées sur des corridors autour du plan d'eau de différentes largeurs (200, 500 et 1000 m) puis sur l'ensemble du bassin-versant. Il est opéré une transformation angulaire ($\arcsin(x)$) sur ces variables. Par ailleurs, la réponse de l'indice à la densité de population moyenne sur le bassin versant est étudiée après une transformation logarithmique.

Les résultats des corrélations de Pearson entre ces différentes pressions et l'IPLAC et ses deux métriques (MBA & MCS) sont calculés et résumés dans le Tableau 10. Ceux-ci montrent que l'IPLAC répond significativement et négativement au recouvrement agricole, au recouvrement agricole intensif, puis à la densité de population. D'un autre côté, il répond significativement et positivement au recouvrement forestier. Aucune corrélation avec le recouvrement des zones artificielles, des zones humides ou des surfaces en eau n'a pu être établie.

De plus, il est nécessaire d'observer les variations des corrélations selon les corridors pris en compte. En effet, il apparaît que la réponse est d'autant plus significative que le corridor est large et ainsi présente les plus fortes corrélations avec l'ensemble du bassin-versant. Cette observation est vraie pour le recouvrement en zone forestière et agricole.

Par ailleurs, il faut noter que la réponse n'est pas plus forte pour la pression « agriculture intensive » qu'« agriculture ».

Enfin, selon ces résultats, il apparaît clairement que l'indice IPLAC répond plus fortement aux pressions précédemment citées que ces deux métriques prises indépendamment.

**Tableau 10: Résumé des corrélations de Pearson entre l'IPLAC et ses métriques face aux pressions du bassin-versant
(MCSneqr : MCS en EQR normalisée, MBAnegr : MBA en EQR normalisée)**

	IPLAC		MCSneqr		MBAnegr	
	Pearson	p-value	Pearson	p-value	Pearson	p-value
DensPop	-0.41	***	-0.35	***	-0.38	***
Zagri2006BV	-0.58	***	-0.48	***	-0.55	***
Zagri2006_1000	-0.52	***	-0.45	***	-0.50	***
Zagri2006_500	-0.50	***	-0.43	***	-0.48	***
Zagri2006_200	-0.46	***	-0.40	***	-0.43	***
ZagriInt2006	-0.48	***	-0.41	***	-0.47	***
ZagriInt2006_200	-0.40	***	-0.35	***	-0.37	***
ZagriInt2006_500	-0.45	***	-0.39	***	-0.42	***
ZagriInt2006_1000	-0.47	***	-0.42	***	-0.43	***
ZFor2006BV	0.58	***	0.50	***	0.42	***
ZFor2006_1000	0.41	***	0.39	***	0.30	***
ZFor2006_500	0.35	***	0.34	***	0.26	***
ZFor2006_200	0.28	***	0.26	***	0.20	**
ZArti2006BV	0.03	*	0.11	.	0.06	.
ZArti2006_1000	-0.10		-0.09		-0.08	
ZArti2006_500	-0.07		-0.06		-0.06	
ZArti2006_200	-0.04		-0.04		-0.04	
ZHum2006BV	0.10		0.08		0.10	
ZHum2006_1000	-0.01		-0.01		-0.01	
ZHum2006_500	-0.01		0.00		-0.03	
ZHum2006_200	-0.05		-0.03		-0.08	
ZEau2006BV	-0.04		-0.11	.	0.09	
ZEau2006_1000	-0.08		-0.07		-0.06	
ZEau2006_500	-0.08		-0.07		-0.07	
ZEau2006_200	-0.10		-0.09		-0.09	

L'analyse des corrélations linéaires entre les pressions «recouvrement agricole», densité de population puis « recouvrement forestier » sont présenté par la Figure 24.

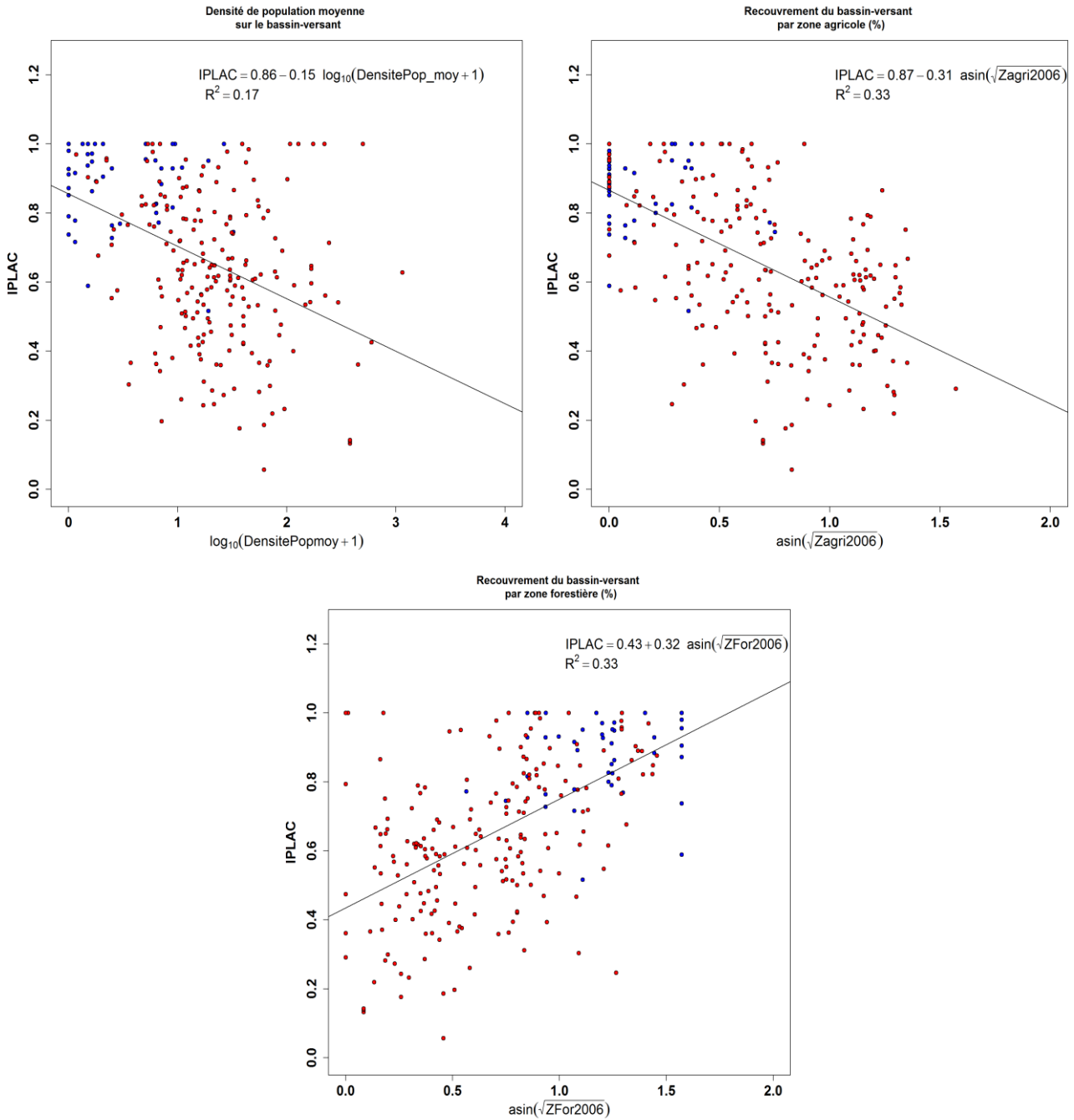
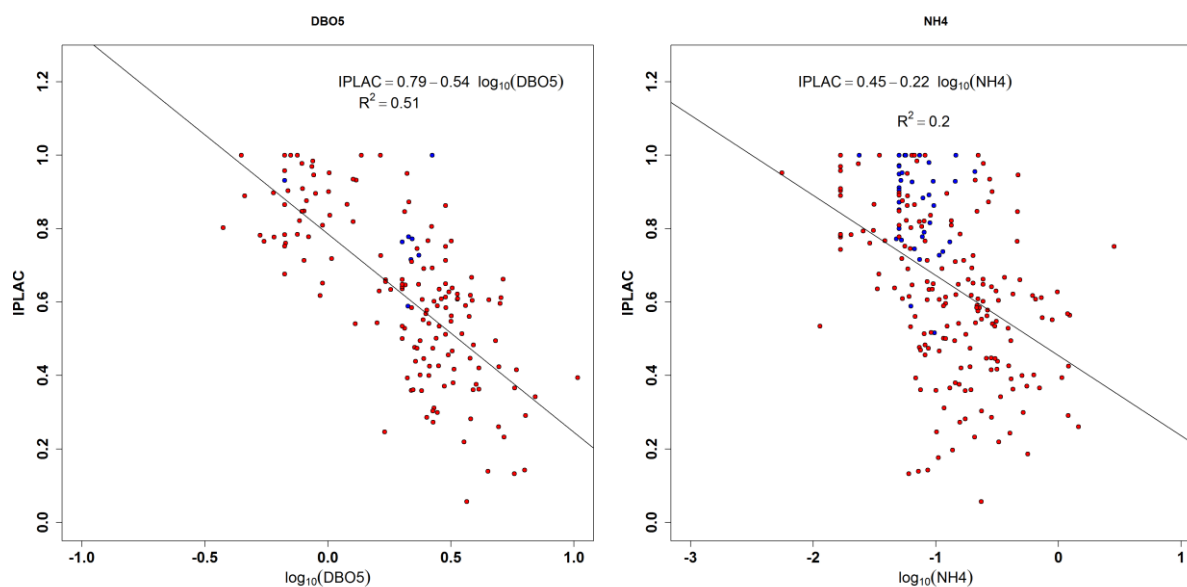


Figure 24: Relation entre l'IPLAC et la densité de population, la surface agricole et la surface forestière du bassin-versant

Une analyse complémentaire (Tableau 11 & Figure 25) montre les relations entre l'IPLAC et différents indicateurs chimiques de pressions anthropiques. Cela montre que l'indice final répond de manière particulièrement significative à la DBO5 grâce notamment à la contribution de la métrique MCS. De plus, il semble qu'il se dégage une relation significative avec les différents éléments azotés.

Tableau 11: Résumé des corrélations de Pearson entre l'IPLAC et ses métriques face aux pressions chimiques

	IPLAC		MCS		MBA	
	Pearson	p-value	Pearson	p-value	Pearson	p-value
Ptot	-0.74	***	-0.71	***	-0.59	***
PO4	-0.52	***	-0.46	***	-0.47	***
DBO5	-0.72	***	-0.70	***	-0.54	***
NO3	-0.26	***	-0.19	***	-0.32	***
NO2	-0.42	***	-0.36	***	-0.42	***
Nkj	-0.54	***	-0.50	***	-0.45	***
NH4	-0.45	***	-0.36	***	-0.49	***



**Action 13 : Développement et optimisation des méthodes
de bio-indication pour les plans d'eau**

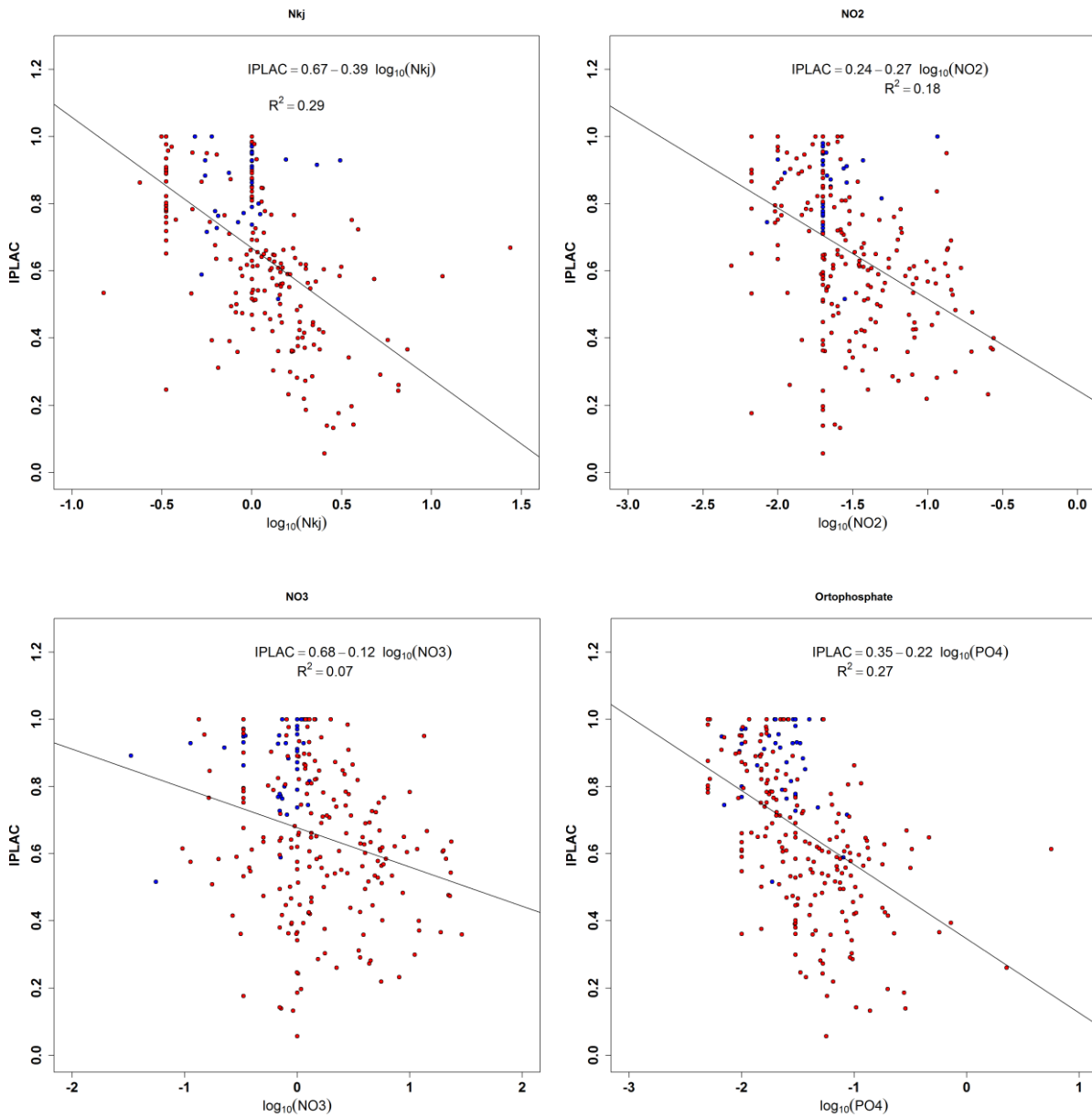


Figure 25: Relation entre l'IPLAC et les pressions chimiques

4 Description de l'indice IPLAC finalisé

4.1 Composition de l'indice

L'IPLAC est un indice multi-métrique. Il est la résultante de l'agrégation par moyenne pondérée de deux métriques. Voir descriptif synthétique en annexe 9.

La MCS ou Métrique de Composition Spécifique

Cette métrique exprime une note en fonction de la présence de taxons indicateurs figurant dans une liste de référence composée de 165 taxons (cf. Annexe 2). Chaque taxon de la liste a une cote spécifique et un coefficient de sténoécie. La note est alors calculée à partir de la composition taxinomique de l'échantillon exprimée en biovolume et est comparée à la valeur prédite en conditions de référence dépendant de l'altitude et de la profondeur moyenne du plan d'eau.

La MBA ou Métrique de Biomasse Algale totale

Cette métrique est basée sur la concentration moyenne de Chlorophylle-a sur la période estivale, qui est une bonne illustration de la biomasse phytoplanctonique disponible dans le plan d'eau, comparée à la valeur prédite en condition de référence.

4.2 Données nécessaire et prétraitements

Pour la MBA il faut disposer

- De la concentration en **Chlorophylle-a sur la zone euphotique**, de préférence concomitante au prélèvement de phytoplancton ;
- **De la moyenne de chlorophylle-a sur la période de végétation** (si possible, moyenne de 3 mesures correspondant aux 3 prélèvements phytoplanctoniques) ;
- De la mesure de la **profondeur moyenne** des plans d'eau échantillonnés.

Pour la MCS, il faut disposer

- **De la liste des taxons identifiés par campagne, pour chaque plan d'eau, avec leurs biovolumes ;**
- Des prélèvements sur **3 campagnes** (minimum) durant la période de végétation ;
- Des **coefficients** de sténoécie et **notes** spécifiques des différents taxons rencontrés grâce à la liste de référence (cf. Annexe 2) ;
- L'altitude et la profondeur moyenne du plan d'eau.

4.3 Procédure de calcul

4.3.1 MÉTRIQUE DE BIOMASSE ALGALE: MBA

Cette métrique dépend du couple « *profondeur moyenne du plan d'eau / concentration en Chlorophylle-a* ». Ainsi les calculs sont propres à chaque plan d'eau.

1. Détermination la valeur de Chlorophylle-a de « Référence » (en $\mu\text{g.l}^{-1}$) avec l'équation suivante :

$$refChloro = 10^{0.754 - 0.489 \cdot \log(\text{profMoy})}$$

avec *profMoy* la profondeur moyenne du plan d'eau en mètres.

2. Calcul de la MBA_{EQR}

$$MBA_{EQR} = \frac{refChloro}{moyChloro}$$

Avec *moyChloro* : moyenne de la concentration en chlorophylle-a durant la période de croissance de la végétation.

A ce point, les étapes suivantes peuvent être facilitées par l'utilisation du programme « Evalueur chloroa PE v3 » élaboré pour calculer de façon automatique les seuils de qualité « prédits » (@DeBortoli, 2009). Il suffit alors de reprendre ensuite les calculs à l'étape 5 pour les transformations en EQR et EQR normalisés.

Cette métrique MBA provenant d'un modèle de prédiction mathématique, les formules suivantes sont extraites directement du modèle et peuvent être relativement compliquées à mettre en place pour prendre en compte toutes les composantes.

Les étapes 3 et 4 sont donc ici rapportées principalement dans l'optique de détailler le développement de la métrique.

3. Détermination du seuil H/G , exprimé en µg/l de chloro-a, par l'intervalle de prédiction

$$H / G_{seuil} = 10^{0.754 - 0.489 \cdot \log(\text{profMo}) + 1.7109 \cdot 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log(\text{profMo}) - 0.9425)^2}{4.0773}}}$$

4. Détermination des autres seuils de qualité, exprimés en µg/l de chloro-a

(Ces seuils sont déterminés à l'aide de la relation entre le log de chloro-a et le log du PT).

$$G / M_{seuil} = 10^{0.754 - 0.489 \cdot \log(\text{profMo}) + 2 \cdot \left[1.7109 \cdot 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log(\text{profMo}) - 0.9425)^2}{4.0773}} \right]}$$

$$M / P_{seuil} = 10^{0.754 - 0.489 \cdot \log(\text{profMo}) + 3 \cdot \left[1.7109 \cdot 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log(\text{profMo}) - 0.9425)^2}{4.0773}} \right]}$$

$$P / B_{seuil} = 10^{0.754 - 0.489 \cdot \log(\text{profMo}) + 4 \cdot \left[1.7109 \cdot 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log(\text{profMo}) - 0.9425)^2}{4.0773}} \right]}$$

5. Transformation des seuils en EQR

$$H / G_{EQR} = \frac{\text{refChloro}}{H / G_{seuil}}$$

$$G / M_{EQR} = \frac{\text{refChloro}}{G / M_{seuil}}$$

$$M / P_{EQR} = \frac{\text{refChloro}}{M / P_{seuil}}$$

$$P / B_{EQR} = \frac{\text{refChloro}}{P / B_{seuil}}$$

6. Transformation de la MBA en EQR normalisé

Les équations déterminées sont propres à chaque couple « profondeur / Chlorophylle-a ». Il faut déterminer l'équation de la régression logarithmique qu'il y a entre les seuils MBA_{EQR} déterminés pour le couple « profondeur / Chlorophylle-a » et les seuils en EQR normalisés attendus.

Exemple d'un plan d'eau :

Profondeur : **18 m**

Chlorophylle-a : **3,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$**

moyChloro-a	3,5
refChloro	1,4
H/G _{seuil}	2,5
G/M _{seuil}	4,4
M/P _{seuil}	7,8
P/B _{seuil}	13,9
Status classification	G

MBA_{EQR}	0,4
Reference _{EQR}	1
H/G _{EQR}	0,56
G/M _{EQR}	0,31818182
M/P _{EQR}	0,17948718
P/B _{EQR}	0,10071942

MBA_{nEQR}	0,68117313
Reference _{nEQR}	1
H/G _{nEQR}	0,8
G/M _{nEQR}	0,6
M/P _{nEQR}	0,4
P/B _{nEQR}	0,2
Status classification	G

Equation de normalisation

$$MBA_{nEQR} = 0,3497 \ln(MBA_{EQR}) + 1,0016$$

4.3.2 MÉTRIQUE DE COMPOSITION SPÉCIFIQUE: MCS

Marche à suivre pour le calcul par plan d'eau :

1. Attribuer les cotes et coefficients de sténoécie à chaque taxon selon la liste des taxons de référence
2. Ne retenir que ceux qui sont ainsi notés (car la liste ne correspond qu'à un panel de taxons déterminants et représentatifs)
3. Calculer la MCS pour chaque campagne estivale, comme suit :

$$B_i = \frac{(Biov_o)_i \times AS_i}{1000000} \quad \text{Puis} \quad MCS_c = \frac{\sum (B_i \times CS_i \times S_i)}{\sum (B_i \times S_i)}$$

Avec B_i : Biovolume de l'espèce i en mm^3/l

$(Biov_o)_i$: Biovolume unitaire de l'objet compté o pour le taxon i en μm^3

AS_i : Abondance du taxon i en nombre d'objet algaux/ml

CS_i : Cote Spécifique de l'espèce i de 0 à 20 (Annexe 2)

S_i : Coefficient de sténoécie de l'espèce i de 1 à 3

4. Calculer la MCS annuelle, selon la formule suivante :

$$MCS = \frac{\sum MCS_c}{N}$$

avec N le nombre de campagne pris en compte.

5. Transformer le résultat MCS (note sur 20) en EQR

$$MCS_{EQR} = \frac{MCS}{refMCS}$$

Avec

$$refMCS = 10.134 + 2.603 * \text{Log}_{10}(\text{ProfMoy} + 1) + 0.3148 * \text{Log}_{10}(\text{Altitude} + 1)$$

et

ProfMoy : Profondeur moyenne du plan d'eau (en m) et

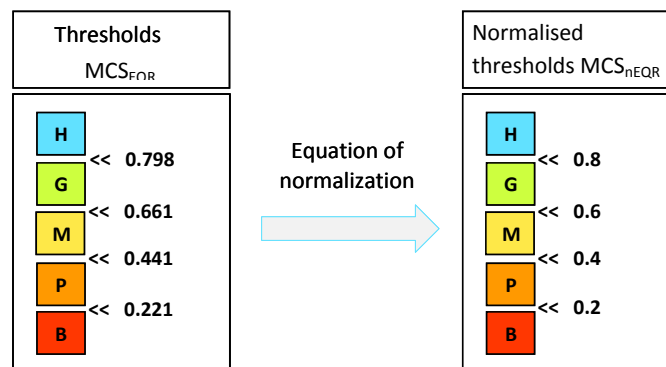
Altitude : l'altitude du plan d'eau (en m).

6. Transformer en EQR normalisé

Avant l'agrégation avec la MBA, il est nécessaire de normaliser la métrique selon l'équation suivante :

$$MCS_{nEQR} = 1.205 * MCS_{EQR} - 0.3318$$

Exemple:



4.3.3 INDICE GLOBAL: IPLAC

L'indice final est l'agrégation (somme pondérée) des deux métriques détaillées ci-dessus, selon l'équation suivante:

$$IPLAC = 0.70 \times MCS_{nEQR} + 0.30 \times MBA_{nEQR}$$

Remarque

L'agrégation est effectuée après normalisation des métriques MCS et MBA, d'où le fait qu'il ne soit pas nécessaire de normaliser l'indice final. Les seuils de qualité de l'IPLAC sont des seuils standards conventionnels. Toutes les valeurs d'IPLAC supérieures à 1 sont ramenées à 1.

IPLAC Thresholds	
H	<< 0.8
G	<< 0.6
M	<< 0.4
P	<< 0.2
B	

BIBLIOGRAPHIE

Ancrenaz K., Laplace-Treyture C., Dutartre A., 2009. Elaboration de l'Indice Phytoplancton Lacustre (IPLAC) : rapport d'avancements 2008. Cemagref, 31 p.

Aquascop / GAY - Environnement, 2003. SEQ plan d'eau. 3. Classes de qualité des variables. Ministère de l'environnement et du développement durable - Agence de l'eau. 94 p.

Box, G. E. P. and Cox, D. R., 1964. An analysis of transformations (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society B*, 26, 211–252.

Coste, M., Boutry, S., Tison Rosebery, J., Delmas, F., 2009. Improvements of the Biological Index (BDI): description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological indicators*, vol. 9, 4, 621-650.

De Bortoli J., Daufresne M., Argillier C., 2007. Définition des conditions de référence sur les plans d'eau. Paramètre chlorophylle-a, Cemagref, 21 p.

De Bortoli J., Argillier C., 2008. Définition des conditions de référence et des limites des classes d'état sur la base d'une approche pressions/impacts - Plans d'eau, Paramètre chlorophylle-a, Cemagref, 51 p.

De Hoyos C., Pahissa J., Catalan J., 2012. Final milestone report of the Mediterranean intercalibration GIG on phytoplankton. 143 p.

European Parliament, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Journal Officiel, Communauté Européenne, Bruxelles, 72 p.

European Commission, 2010. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance document No. 14 - Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. Technical Report, 103 p.

Feret T., Menay M., Laplace-Treyture C., Dutartre A., 2012. Rapport d'avancement 2011 sur le développement de l'Indice Phytoplanctonique Lacustre, IPLAC. Irstea, 23 p.

Heiberger, R.M., Holland, B., 2004. Statistical Analysis and DataDisplay: An Intermediate Course with Examples in S-Plus, R, and SAS. Springer Texts in Statistics. Springer, ISBN: 0 387-40270-5. 729p.

Hering, D., Feld C.K., Moog O., Ofenböck T., 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566(1): 311-324.

Laplace-Treyture C., Barbe J., Dutartre A., Druart J.C., Rimet F., Anneville O., 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE : version 3.3.1. Cemagref, 44 p.

Menay M., Ancrenaz K., Laplace-Treyture C., Dutartre A., 2010. L'Indice Phytoplanctonique Lacustre IPLAC : rapport d'avancements 2009. Cemagref, 43 p.

Menay M., Laplace-Treyture C., Dutartre A., 2011. L'Indice Phytoplanctonique Lacustre, IPLAC. Méthodologie d'application pour l'évaluation écologique des plans d'eau : Rapport d'avancement 2010. Cemagref, 69 p.

OCDE, 1982. Eutrophisation des eaux: méthode de surveillance, d'évaluation et de lutte. OCDE, Paris, 154 p.

Ofenböck, T., Moog O., Gerritsen J., Barbour M., 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* 516(1-3): 251-268.

Ptacnik R., Solimini A., Brettum P., 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiol.* Vol. 633, 1, 75-82.

Salmaso N., 2003. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiol.* Vol. 502, 1, 13-36.

Wolfram G., 2011. Final milestone report of the Alpine intercalibration GIG on phytoplankton. 20 p.

Zelinka, M., Marvan, P., 1961. Zur prazisierung der biologischen - klassifikation des Reinheit fliessender gewasser. *Arch. Hydrobiol.* 57, 389-407.

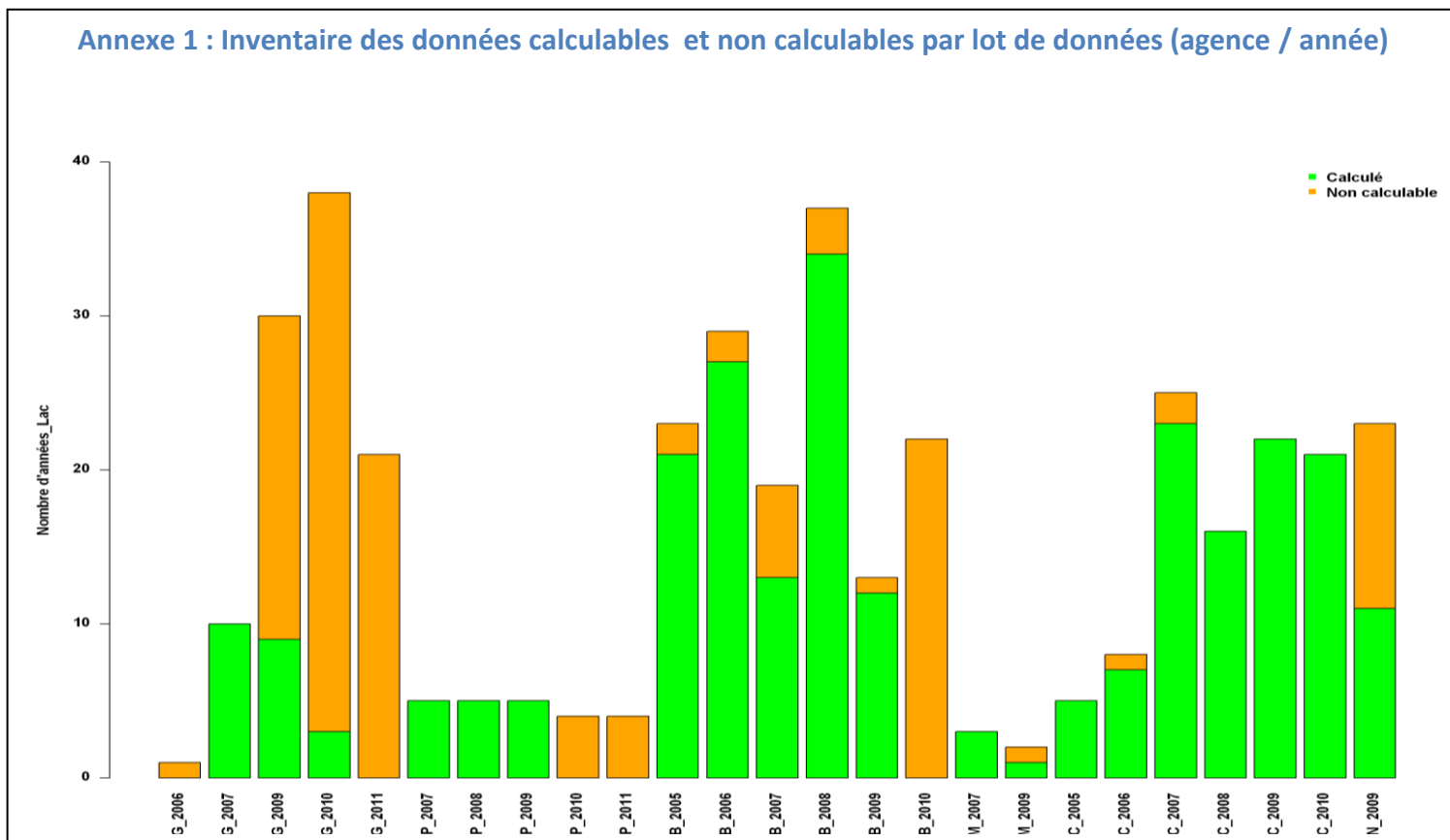
Table des illustrations

Figure 1: Inventaire des « année-lacs » bancarisées par années.....	6
Figure 2: Inventaire des données "utilisables" pour le développement de l'IPLAC.....	8
Figure 3: Analyse en composantes principale du gradient trophique sur le jeu de données national.	10
Figure 4: Répartition cumulée du nombre de taxon par campagne.....	11
Figure 5: Analyse des proportions de biovolume en taxons indéterminés et taxons identifiés au genre (SPX).....	11
Figure 6: Relation MBA / $\log_{10}(P_{tot})$ - Référence (bleu) / Surveillance (Rouge).....	12
Figure 7: Distribution des cotes spécifiques sans transformation Box-Cox.....	15
Figure 8: Distribution des cotes spécifiques avec transformation Box-Cox.....	15
Figure 9: Distribution du biovolume relatif des taxons cotés par campagne.....	16
Figure 10: Distribution des MCS des sites de références par classes de paramètres environnementaux.....	18
Figure 11: Distribution des MCS sur les sites de référence selon les deux modèles retenus.....	21
Figure 12: Comparaison des distributions des MCS _{eqr} sur les sites de référence et de non référence avec les deux modèles.....	22
Figure 13: Comparaison des MCS _{eqr} normalisés des deux modèles (1 : Profondeur + altitude & 2 : Profondeur).....	24
Figure 14 : Corrélations des MCS _{eqr} Norm, selon les modèles 1 et 2, avec le log du phosphore total sur l'ensemble du jeu de données français.....	25
Figure 15: Distribution du phosphore total selon les classes de qualité MCS.....	26
Figure 16: Détermination du rapport optimal MCS / MBA avec les modèles 1 et 2 permettant d'obtenir le R ² le plus élevé avec le phosphore total.....	27
Figure 17: Relation de l'IPLAC avec le phosphore total selon le modèle 1.....	28
Figure 18: Relation de l'IPLAC avec le phosphore total selon le modèle 2.....	29
Figure 19: Répartition des année-lacs entre chaque état membre dans les deux types lacustres alpin (AL3 à g et AL4 à d. – AT : Autriche, Si : Slovénie, FR : France, GE : Allemagne, IT : Italie).....	30
Figure 20: Répartition des année-lacs entre chaque état membre dans les deux types de plans d'eau méditerranéen (à g : Calcaire & à d : Siliceux humide – Cy : Chypre, Fr : France, It : Italie, Ro : Roumanie, Sp : Espagne, Gr : Grèce).....	32
Figure 21: Test d'intercalibration simultanée avec le GIG-Méditerranée et Alpin.....	34
Figure 22: Carte des classes d'états IPLAC et leurs distributions sur le territoire français.....	36
Figure 23: Répétition des échantillons par lac.....	37
Figure 24: Relation entre l'IPLAC et la densité de population, la surface agricole et la surface forestière du bassin-versant.....	40
Figure 25: Relation entre l'IPLAC et les pressions chimiques.....	42
Figure 26 : Relation des 4 indices européens Méditerranéens normalisés avec leur PCM.....	66

Table des annexes

Annexe 1 : Inventaire des données calculables et non calculables par lot de données (agence / année)	53
Annexe 2 : Liste des taxons indicateurs pour la métrique de composition spécifique – MCS.....	54
Annexe 3 : Analyse des résidus du modèle 1 (Altitude +Profondeur) de détermination des MCS de référence	58
Annexe 4 : Analyse des résidus du modèle 2 (Profondeur) de détermination des MCS de référence	59
Annexe 5: Evolution des IPLAC sur les plans d'eau français entre 2005 et 2010, répartis par agence de l'eau.....	60
Annexe 6 : Liste floristique des échantillons du Lac de Pierre-Châtel en 2007 et 2010	65
Annexe 7 : Relation des 4 indices européens Alpins normalisés avec leur PCM. (à gauche AL3 et à droite AL4).....	66
Annexe 8 : Relation des 4 indices européens Méditerranéens normalisés avec leur PCM. (à gauche AL3 et à droite AL4).....	66
Annexe 9 : Procédure de calcul de l'indice IPLAC	66

Annexe 1 : Inventaire des données calculables et non calculables par lot de données (agence / année)



Annexe 2 : Liste des taxons indicateurs pour la métrique de composition spécifique – MCS

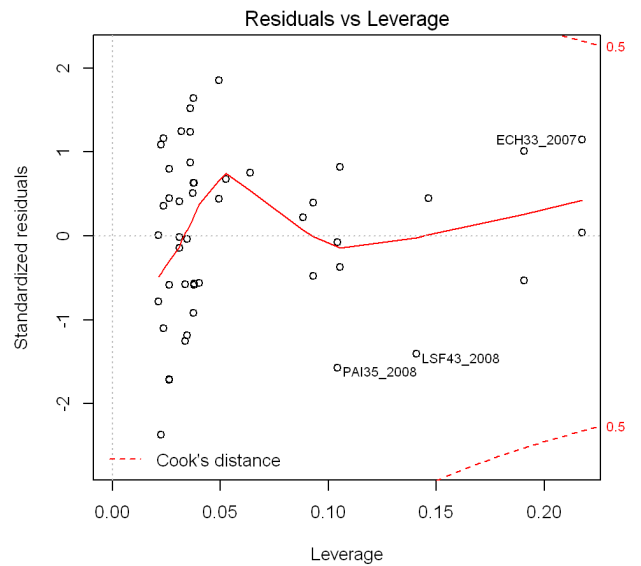
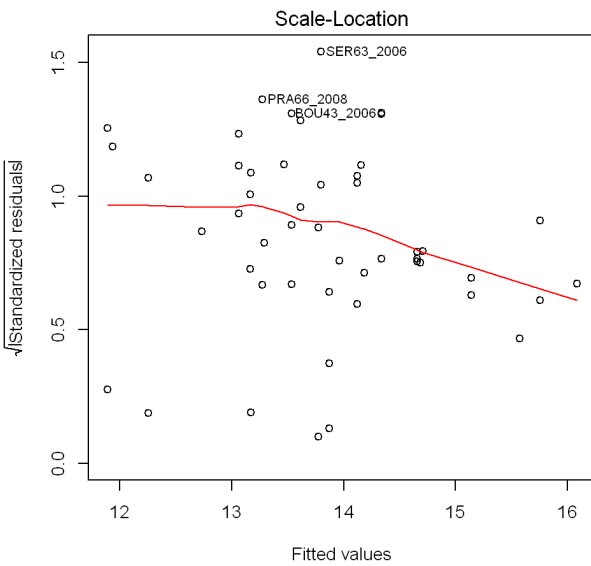
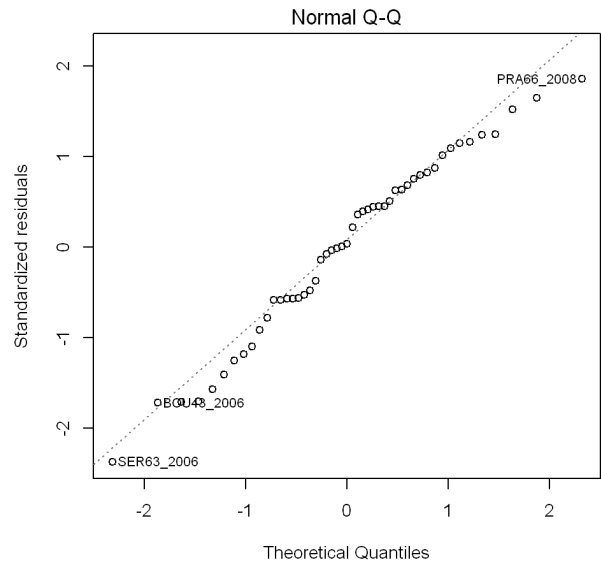
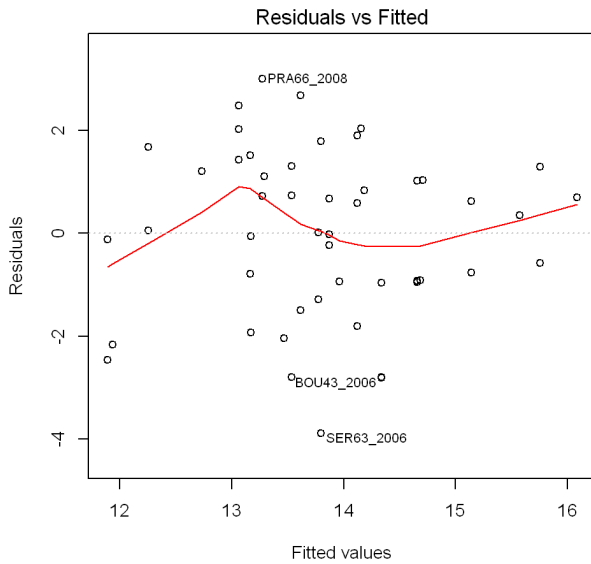
Code 6L	Nom complet	CS	Si	NbVal
APAELA	<i>Aphanocapsa elachista</i>	0.00	3.00	23
CYSINV	<i>Cyclostephanos invisitatus</i>	1.01	1.76	21
TEAINC	<i>Tetraedron incus</i>	1.25	3.00	35
STEPAR	<i>Stephanodiscus parvus</i>	2.44	2.75	30
DEDINT	<i>Desmodesmus intermedius</i>	3.12	2.29	87
PLAAGA	<i>Planktothrix agardhii</i>	3.68	2.62	203
SCEOBL	<i>Scenedesmus obliquus</i>	4.43	2.25	143
MIOAER	<i>Microcystis aeruginosa</i>	4.46	1.36	103
TRAVOP	<i>Trachelomonas volvocina var. punctata</i>	4.64	2.59	46
PEDDUP	<i>Pediastrum duplex</i>	5.11	2.08	182
NIZACI	<i>Nitzschia acicularis</i>	5.12	1.69	230
TERSTA	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	5.23	1.81	53
TEATRG	<i>Tetraedron trigonum</i>	5.36	1.57	26
COEMIC	<i>Coelastrum microporum</i>	5.44	2.21	92
CLOACU	<i>Closterium acutum</i>	5.51	2.02	74
DEDOPO	<i>Desmodesmus opoliensis</i>	5.76	2.00	116
CRCAPI	<i>Crucigeniella apiculata</i>	5.79	2.67	42
MONTOR	<i>Monoraphidium tortile</i>	5.85	1.44	64
ANKFAL	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	5.87	1.25	26
SCESUB	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	5.90	1.49	80
CHSRUF	<i>Chrysococcus rufescens</i>	6.19	1.47	36
PEDTET	<i>Pediastrum tetras</i>	6.27	1.78	173
TCHALT	<i>Tetrachlorella alternans</i>	6.31	1.54	35
ACSHAN	<i>Actinastrum hantzschii</i>	6.41	2.13	41
LIMRED	<i>Limnothrix redekei</i>	6.53	2.07	58
TREPLA	<i>Treubaria planctonica</i>	6.54	2.26	44
DIDINE	<i>Didymocystis inermis</i>	6.68	1.96	25
AULGRA	<i>Aulacoseira granulata</i>	7.01	1.99	313
STEHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	7.12	1.84	122
DEDARM	<i>Desmodesmus armatus</i>	7.16	1.62	165
SCEECO	<i>Scenedesmus ecornis</i>	7.20	1.78	71
SCEBIC	<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	7.30	1.84	79
PEDBOR	<i>Pediastrum boryanum</i>	7.34	1.87	114
DICEHR	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	7.37	2.24	22
KOLLON	<i>Koliella longiseta</i>	7.44	1.79	76
DEDCOM	<i>Desmodesmus communis</i>	7.54	1.64	267
CRYCUR	<i>Cryptomonas curvata</i>	7.80	1.38	34
PSDFIN	<i>Pseudodidymocystis fina</i>	7.93	1.40	146
CYSDUB	<i>Cyclostephanos dubius</i>	8.01	2.18	164
PHTLEN	<i>Phacotus lenticularis</i>	8.03	1.35	59
LAGCIL	<i>Lagerheimia ciliata</i>	8.13	1.89	25
PHALON	<i>Phacus longicauda</i>	8.15	1.14	31
ANYJUD	<i>Ankyra judayi</i>	8.28	1.76	97
CRCREC	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	8.30	1.69	28
OOCMAR	<i>Oocystis marssonii</i>	8.40	1.89	41
TEACAU	<i>Tetraedron caudatum</i>	8.41	1.16	175
PSELIM	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	8.44	1.86	106
SCEDEN	<i>Scenedesmus denticulatus</i>	8.51	1.57	34
TRAVOL	<i>Trachelomonas volvocina</i>	8.70	1.33	192

Code 6L	Nom complet	CS	Si	NbVal
CYCMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	8.74	1.87	60
SCEOBT	<i>Scenedesmus obtusus</i>	8.92	1.61	50
CLOACV	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	8.99	1.28	48
SCEACM	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	9.01	1.70	56
TABFEN	<i>Tabellaria fenestrata</i>	9.19	1.80	25
CCTMIN	<i>Choricystis minor</i>	9.25	1.14	202
STXDIC	<i>Stelixomonas dichotoma</i>	9.30	1.41	46
PSDPLA	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i>	9.41	1.26	69
SIDORN	<i>Siderocelis ornata</i>	9.46	1.40	30
APADEL	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9.59	1.24	163
AULANG	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	9.61	1.21	56
CRYOVA	<i>Cryptomonas ovata</i>	9.63	1.80	128
MOTSIM	<i>Monactinus simplex</i>	9.66	1.67	114
MERTEN	<i>Merismopedia tenuissima</i>	9.83	1.62	115
APHFLO	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	9.88	1.98	84
CLOACI	<i>Closterium aciculare</i>	9.95	2.11	34
MONARC	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	10.00	1.45	238
DEDABU	<i>Desmodesmus abundans</i>	10.02	2.00	36
RDOCON	<i>Raphidocelis contorta</i>	10.06	0.93	20
MELVAR	<i>Melosira varians</i>	10.15	1.85	45
SPESCH	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	10.36	1.49	153
MONMIN	<i>Monoraphidium minutum</i>	10.45	1.27	190
DOLFLO	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	10.47	2.10	40
HYACON	<i>Hyaloraphidium contortum</i>	10.50	2.21	36
MONKOM	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	10.60	1.44	131
TERTRI	<i>Tetrastrum triangulare</i>	10.65	1.46	43
OOCBOR	<i>Oocystis borgei</i>	10.66	1.84	22
COUPLA	<i>Coenococcus planctonicus</i>	10.68	1.78	29
NECROS	<i>Nephrochlamys rostrata</i>	10.69	1.48	32
OOC SOL	<i>Oocystis solitaria</i>	10.79	1.31	69
SCEELL	<i>Scenedesmus ellipticus</i>	10.95	1.31	80
TEAMIN	<i>Tetraedron minimum</i>	10.99	1.38	390
DIATEN	<i>Diatoma tenuis</i>	11.02	2.38	38
HARRET	<i>Hariotina reticulata</i>	11.03	2.23	33
PLGNAN	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	11.06	1.33	504
WORNAE	<i>Woronichinia naegeliana</i>	11.11	1.93	55
ENCMIN	<i>Encyonema minutum</i>	11.25	0.80	28
MONCON	<i>Monoraphidium contortum</i>	11.29	1.24	354
OOCLAC	<i>Oocystis lacustris</i>	11.32	1.40	191
DICPUL	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	11.34	1.96	69
MONNAN	<i>Monoraphidium nanum</i>	11.36	1.06	43
PADMOR	<i>Pandorina morum</i>	11.46	1.90	21
MONGRI	<i>Monoraphidium griffithii</i>	11.49	1.06	172
APAHOL	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	11.59	1.34	121
TABFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i>	11.66	0.98	45
STACIN	<i>Staurastrum cingulum</i>	11.69	1.77	47
OOCPAR	<i>Oocystis parva</i>	11.69	0.00	28
CLLVUL	<i>Chlorella vulgaris</i>	11.70	1.26	298
LAGGEN	<i>Lagerheimia genevensis</i>	11.75	1.48	128
ANYLAN	<i>Ankyra lanceolata</i>	11.89	1.66	100
AULDIS	<i>Aulacoseira distans</i>	11.92	1.52	126
ANYANC	<i>Ankyra ancora</i>	12.00	1.73	49

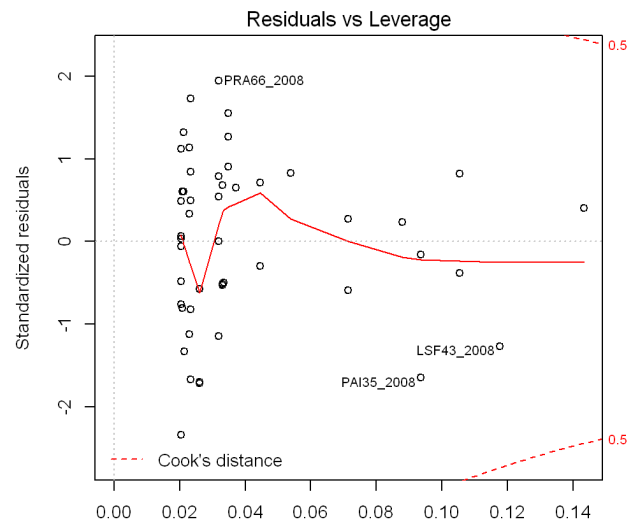
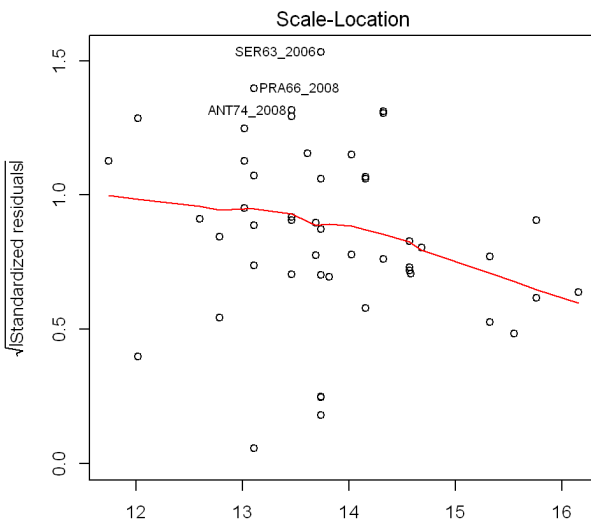
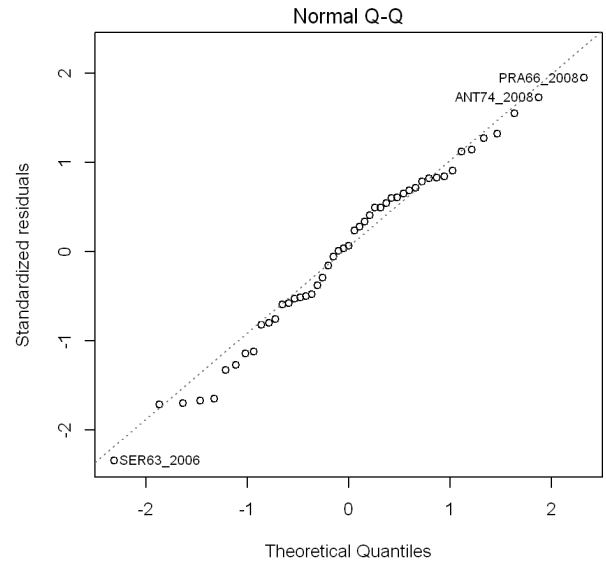
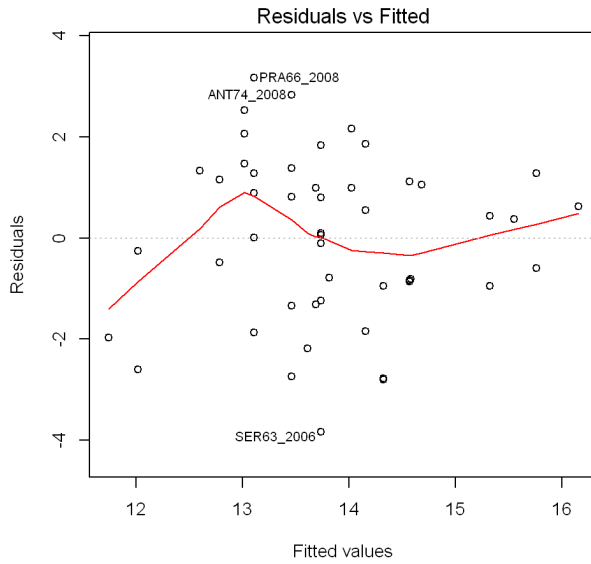
Code 6L	Nom complet	CS	Si	NbVal
MALAKR	<i>Mallomonas akrokomos</i>	12.02	1.85	56
FRACRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>	12.13	1.83	179
CRYMAR	<i>Cryptomonas marssonii</i>	12.16	1.63	202
CHRMIN	<i>Chroococcus minutus</i>	12.36	0.82	27
ULNULN	<i>Ulnaria ulna</i>	12.48	1.00	175
PLKGEL	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	12.66	1.14	31
TEATRI	<i>Tetraedron triangulare</i>	12.75	2.07	64
CRUTET	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	12.79	1.63	287
ASTFOR	<i>Asterionella formosa</i>	12.79	1.50	379
CERHIR	<i>Ceratium hirundinella</i>	12.95	1.38	154
PUNRAD	<i>Puncticulata radiosa</i>	12.98	1.05	127
PHTLED	<i>Phacotus lendneri</i>	13.02	1.94	73
DICSUB	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	13.10	1.29	49
URSLON	<i>Urosolenia longiseta</i>	13.28	1.74	128
AULAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i>	13.33	1.86	64
ULNUAC	<i>Ulnaria ulna var. acus</i>	13.38	1.35	230
SCRSET	<i>Schroederia setigera</i>	13.44	1.14	41
TRETRI	<i>Treubaria triappendiculata</i>	13.54	1.80	27
NAVLAN	<i>Navicula lanceolata</i>	13.61	0.76	33
RHDLAC	<i>Rhodomonas lacustris</i>	13.68	1.56	307
DINSOC	<i>Dinobryon sociale</i>	13.69	1.21	69
CYCOCE	<i>Cyclotella ocellata</i>	13.81	1.10	54
SALFRE	<i>Salpingoeca frequentissima</i>	14.06	1.91	44
PERUMB	<i>Peridinium umbonatum</i>	14.40	1.44	32
AULSUB	<i>Aulacoseira subarctica</i>	14.56	1.93	40
DISPSE	<i>Discostella pseudostelligera</i>	14.57	0.83	26
CYCBOD	<i>Cyclotella bodanica</i>	14.71	1.05	28
MONCOV	<i>Monoraphidium convolutum</i>	14.71	0.29	26
ERKSUB	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	14.78	1.59	271
ACNZAC	<i>Acanthoceras zachariasii</i>	14.87	1.66	36
COEAST	<i>Coelastrum astroideum</i>	14.94	1.02	64
MONCIR	<i>Monoraphidium circinale</i>	15.07	1.00	97
CYCCYC	<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	15.10	1.25	296
COOFOT	<i>Coenochloris fottii</i>	15.27	1.57	20
ULNDAN	<i>Ulnaria delicatissima var. angustissima</i>	15.31	1.56	93
COCPPLA	<i>Cocconeis placentula</i>	15.31	0.71	43
DEDGRL	<i>Desmodesmus granulatus</i>	15.67	1.37	34
APOCLA	<i>Aphanothece clathrata</i>	15.90	1.12	39
DINSTI	<i>Dinobryon sociale var. stipitatum</i>	16.01	1.66	143
GYMLAN	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	16.20	1.73	133
KIROBE	<i>Kirchneriella obesa</i>	16.25	1.41	36
BITCHO	<i>Bitrichia chodatii</i>	16.35	1.89	51
KEPSPI	<i>Kephyrion spirale</i>	16.38	1.87	26
ACDMIN	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	16.56	1.93	147
GYMHEL	<i>Gymnodinium helveticum</i>	16.70	2.24	69
PERWIL	<i>Peridinium willei</i>	16.84	1.96	68
KEPMAS	<i>Kephyrion mastigophorum</i>	16.87	1.44	109
KATFUN	<i>Katodinium fungiforme</i>	17.06	2.07	22
CYYPLA	<i>Chrysolykos planctonicus</i>	17.09	1.92	68
DINDIV	<i>Dinobryon divergens</i>	17.18	1.74	228
SYCELO	<i>Synechococcus elongatus</i>	17.24	1.88	92
CYCCOM	<i>Cyclotella comensis</i>	17.25	2.30	26

Code 6L	Nom complet	CS	Si	NbVal
CHRLIM	<i>Chroococcus limneticus</i>	17.28	1.43	24
PEPCUN	<i>Peridiniopsis cunningtonii</i>	17.46	1.77	27
DINELE	<i>Dinobryon elegantissimum</i>	17.73	2.42	91
DINSER	<i>Dinobryon sertularia</i>	18.00	1.76	54
APOMIN	<i>Aphanothece minutissima</i>	18.02	2.43	22
DINCYL	<i>Dinobryon cylindricum</i>	18.27	2.66	52
ELAGEL	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	18.31	1.89	194
DISSTE	<i>Discostella stelligera</i>	18.46	2.16	28
FRAARC	<i>Fragilaria arcus</i>	18.50	2.22	26
DINAME	<i>Dinobryon sociale var. americanum</i>	19.23	2.42	39
DINBAV	<i>Dinobryon bavaricum</i>	19.59	1.84	95
PERINC	<i>Peridinium inconspicuum</i>	20.00	2.19	29

Annexe 3 : Analyse des résidus du modèle 1 (Altitude + Profondeur) de détermination des MCS de référence



Annexe 4 : Analyse des résidus du modèle 2 (Profondeur) de détermination des MCS de référence



Annexe 5: Evolution des IPLAC sur les plans d'eau français entre 2005 et 2010, répartis par
agence de l'eau.

Adour - Garonne								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	CAZ40	Cazaux (étang de)	/	/	H	/	/	/
1	ECH33	Carcans-Hourtin (étang de)	/	/	H	/	/	/
0	ARJ40	Arjuzanx (lac d')	/	/	H	/	/	/
0	BDB40	Duhort-Bachen (barrage de)	/	/	/	/	P	/
0	BLE65	Bleu (lac)	/	/	H	/	H	/
0	BOR33	Bordeaux (lac de)	/	/	G	/	/	/
0	BOU33	Bousquet (lac du)	/	/	/	/	H	/
0	CHA48	Charpal (lac de)	/	/	G	/	/	/
0	EST11	Estrade (retenue de l')	/	/	H	/	/	/
0	GIO40	Gioulé (barrage de la)	/	/	/	/	M	/
0	HAG40	Hagetmau-Monsegur (barrage d')	/	/	/	/	M	/
0	LDC63	Chauvet (lac)	/	/	G	/	/	/
0	LEO40	Léon (étang de)	/	/	/	G	/	/
0	LES24	Lescouroux (barrage de)	/	/	/	/	M	/
0	ORX40	Orx (marais d')	/	/	/	/	P	/
0	PAR12	Pareloup	/	/	G	/	/	/
0	SOU09	Soulcem (étang de)	/	/	H	/	/	/
0	TAI40	Tailluret (barrage de)	/	/	/	/	M	/
0	UBY32	Uby (lac de l')	/	/	/	/	M	/

Artois - Picardie								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
0	ARD62	Ardres (marais d')	/	/	B	B	B	/
0	AUD62	Audomarois (marais de l') (Romelaere)	/	/	P	P	P	/
0	EVJ59	Val Joly (lac du)	/	/	M	M	M	/
0	GOR59	Mare à goriaux	/	/	M	G	G	/
0	VIG59	Vignoble (étang du)	/	/	P	M	G	/

Rhin - Meuse								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
0	BIS55	Bischwald (étang du)	/	/	P	/	/	/
0	LAC55	Lachaussée (étang de)	/	/	G	/	/	/
0	LIN55	Lindre (étang de)	/	/	P	/	/	/
0	LKW68	Kruth-Wildenstein (lac de)	/	/	/	/	H	/

Loire - Bretagne								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	BOU43	Bouchet (lac du)	H	G	G	/	/	/
1	BOU63	Bourdouze (lac de)	/	/	/	H	/	/
1	LSF43	Saint front (lac de)	/	/	/	G	/	/
1	MON63	Montcineyre (lac de)	H	G	G	/	/	/
1	PAI35	Paimpont (étang de)	H	/	/	M	/	/
1	SER63	Servieres (lac de)	/	M	H	/	/	/
0	ANG85	Angle guignard (retenue de)	/	/	/	P	/	/
0	APR85	Apremont (retenue d')	/	/	P	/	/	/
0	ARZ35	Arzal (retenue d')	/	/	M	/	/	/
0	AUM44	Aumée (étang)	/	/	/	G	/	/
0	AYD63	Aydat (lac d')	G	/	/	/	/	/
0	BAI36	Baigne-jean (étang)	/	/	/	/	B	/
0	BAY58	Baye (étang de)	/	G	/	/	/	/
0	BEA36	Beauregard (étang)	/	/	/	/	P	/
0	BEA53	Beaucoudray (étang de)	G	/	/	/	G	/
0	BLI36	Blizon (étang du) [complexe]	/	P	/	/	/	/
0	BLI44	Blisiere (étang de la)	H	/	/	/	M	/
0	BOS22	Bosmeleac (retenue de)	/	/	M	/	/	/
0	BOU35	Boulet (étang du)	/	G	/	/	/	/
0	BUL85	Bultiere (retenue de la)	/	/	M	/	/	/
0	CAE35	Careil (étang de)	/	P	/	/	/	/
0	CAR35	Carcraon (étang de)	/	P	/	/	/	/
0	CEB79	Cebron (retenue du)	/	/	/	P	/	/
0	CHA21	Chamboux (retenue de)	/	/	/	G	/	/
0	CHA23	Chammet (retenue du)	/	G	/	/	/	/
0	CHE18	Chelouze (étang de la)	/	/	/	/	P	/
0	COM23	Combes (retenue des)	/	/	/	/	M	/
0	COR22	Coron (étang du)	G	/	/	/	/	/
0	CRA18	Craon (étang de)	/	/	/	/	M	/
0	DRE29	Drennec (retenue du)	/	/	/	M	/	/
0	DUC56	Duc (étang au)	/	/	/	G	/	/
0	EDC35	Chaise (étang de la)	/	/	/	M	/	/
0	EDC63	Chancelade (étang de)	G	/	/	/	/	/
0	EGR45	Grande Rue (étang de la)	G	/	/	/	M	/
0	EPT35	Pain Tourteau (étang de)	/	G	/	/	/	/
0	FOR35	Forge (étang de la)	/	/	/	G	/	/
0	GOU03	Goule (étang de)	G	/	/	/	/	/
0	GOU22	Gouet (retenue du)	/	/	/	G	/	/
0	GRA42	Grangent	/	/	P	/	/	/
0	GRA85	Graon (retenue du)	/	/	/	M	/	/
0	GUE22	Guerlédan (lac de)	/	/	G	/	/	/
0	HAR22	Hardouiniais (étang de la)	/	/	/	G	/	/
0	ISS07	Issarlès (lac d')	M	/	/	/	/	/
0	LAC21	Lacanche (étang de)	/	M	/	/	/	/
0	LAN23	Landes (étang des)	M	/	/	/	G	/
0	LAV23	Lavaud Gelade	/	/	P	/	/	/
0	LAV43	Lavalette (retenue de)	G	/	/	/	/	/
0	LEJ85	Jaunay (retenue du)	/	/	/	P	/	/
0	LEM85	Marillet (lac du)	/	/	/	M	/	/
0	LOU37	Louroux (étang du)	/	/	/	M	/	/

Loire – Bretagne (suite)								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
0	MUS35	Musse (étang de la)	G	/	/	G	/	/
0	OUE35	Ouée (étang d')	/	H	/	/	/	/
0	PAV63	Pavin (lac)	M	/	/	/	/	/
0	PDF44	Pont de fer (étang du)	/	M	/	/	/	/
0	PIB35	Piblais 940 (gravières la)	H	/	/	/	/	/
0	POI44	Poitevinier (étang de la)	/	/	/	/	P	/
0	PRO44	Provostiere (étang de la)	/	M	/	/	/	/
0	PUI18	Du puits (étang)	/	/	G	/	/	/
0	QUE63	Queuille (retenue de)	G	/	/	/	/	/
0	RBJ35	Bois Joli (retenue du)	/	/	/	P	/	/
0	RCE35	Chapelle Erbrée (retenue de la)	/	/	/	G	/	/
0	RDV35	Valiere (retenue de la)	/	/	/	G	/	/
0	RFB63	Fades Besserve (retenue des)	/	M	/	/	/	/
0	RIN53	Rincerie (étang de la)	/	M	/	/	/	/
0	RIV35	Rivière Kersan (gravières de la)	/	/	/	G	/	/
0	RKU22	Kerne Uhel (retenue de)	/	/	/	G	/	/
0	RMN29	Moulin Neuf (retenue du)	/	/	/	G	/	/
0	RMP85	Moulin Papon (retenue de)	/	/	/	M	/	/
0	ROC03	Rochebut (retenue de)	/	M	/	/	/	/
0	ROC85	Rochereau	/	/	/	P	/	/
0	RPA87	Pont à l'Age (retenue du)	/	M	/	/	/	/
0	RPR71	Pont du Roi (retenue du)	/	/	/	G	/	/
0	RRT23	Roche Talamie (retenue de la)	/	P	/	/	/	/
0	RSM87	Saint Marc (retenue de)	/	M	/	/	/	/
0	RST35	Cheze (retenue de la)	/	/	/	G	/	/
0	RTN71	Torcy Neuf (retenue de)	/	G	/	/	/	/
0	RTV71	Torcy Vieux (retenue de)	/	/	/	M	/	/
0	RVH22	retenue d'Arguenon / Ville-Hatte	/	/	/	M	/	/
0	SAU36	Sault (étang le) [complexe]	M	/	/	/	/	/
0	SFP53	Saint Fraimbault de Prieres (retenue de)	/	M	/	/	/	/
0	SID18	Sidiailles (retenue de)	/	/	/	M	/	/
0	SIL85	Sillonniere (retenue de la)	/	/	/	M	/	/
0	SMI29	Saint Michel	/	G	/	/	/	/
0	SOR71	Sorme (retenue de la)	/	/	/	P	/	/
0	SPA87	Saint Pardoux	/	/	/	G	/	/
0	SUD41	Sudais (étang de)	/	/	/	M	/	/
0	TOU79	Touche Poupart (retenue de la)	/	/	M	/	/	/
0	TRE35	Tremelin (étang de)	/	M	/	/	/	/
0	TUI45	Tuilerie (étang de la)	/	P	/	/	/	/
0	TYX63	Tyx (étang de)	/	P	/	/	/	/
0	UNK36	La mer Rouge (Etang)	/	/	/	P	/	/
0	VAL45	Vallee (étang de la)	/	/	M	/	/	/
0	VAR72	Varennes (étang des)	/	/	/	/	M	/
0	VAS87	Vassivière (retenue de)	H	/	/	/	M	/
0	VAU58	Vaux (étang de)	H	/	/	/	/	/
0	VIG36	Vigneaux (étang des)	M	/	/	/	/	/
0	VIO44	Vioreau (étang de)	/	G	/	/	/	/

Rhône - Méditerranée & Corse								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	ALL04	Allos (lac d')	H	H	G	/	/	/
1	ANT74	Anterne (lac d')	/	/	H	H	/	/
1	BAR01	Barterand (lac de)	/	/	/	G	/	/
1	BOU66	Bouillouses (lac des)	H	H	H	/	/	/
1	ETI39	Etival (grand lac)	H	H	H	/	/	/
1	LAN66	Estany de Lanos (de) (Lanous)	/	/	H	/	/	/
1	LAU38	Lauvitel	/	/	H	/	/	/
1	LGM39	Grand maclu (lac du)	H	H	H	/	/	/
1	LLI66	Lliat	/	H	/	/	/	/
1	LNC04	Neuf couleurs (des)	/	/	H	/	/	/
1	MON74	Montriond (lac de)	H	H	/	/	/	/
1	NEG06	Nègre (lac)	/	/	G	/	/	/
1	PRA66	Pradeilles (de)	/	H	/	H	/	/
1	RMC73	Mont-cenis (du)	/	/	H	H	/	/
1	ROS73	Roselend (lac de)	/	/	G	/	/	/
1	RSV34	Saut de vezoles (retenue du)	/	/	H	H	/	/
1	SCR04	Sainte Croix (lac de)	/	/	H	H	/	/
1	VAL38	Vallon (lac du)	/	/	H	/	/	/
1	VEN06	Vens (Grand lac de)	/	/	H	/	/	/
0	ABB39	Abbaye (l')	/	/	/	/	/	H
0	AIG73	Aiguebelette	/	/	/	/	H	/
0	ALE2B	Alesani (retenue de l')	/	/	/	/	/	H
0	ALL01	Allement (lac d')	/	/	/	/	/	H
0	ANN74	Annecy (lac d')	/	/	/	/	/	H
0	AUL13	Aulnes (étang des)	/	/	/	M	/	/
0	AVE34	Avène (réservoir d')	/	/	/	/	G	/
0	BIR01	Birieux (grand, de)	/	/	/	B	/	/
0	BIS73	Bissorte (lac de)	/	/	/	/	H	/
0	BOU73	Bourget	/	/	/	/	/	M
0	CAL2B	Calacuccia (retenue de)	/	/	/	H	/	/
0	CAR66	Caramany (retenue de)	/	/	/	/	G	/
0	CAS04	Castillon (lac de)	/	/	/	H	/	/
0	CHA25	Châtelot (du)	/	/	/	/	/	G
0	CHA38	Chambon (lac du)	/	/	/	/	/	H
0	CHA39	Chalain (lac de)	/	/	H	/	/	H
0	CHE73	Chevriil (lac du)	/	/	/	/	H	/
0	CHO04	Chaudanne (retenue de)	/	/	/	/	H	/
0	COD2B	Codole (retenue de)	/	/	/	/	G	/
0	COI39	Coiselet (de)	/	/	/	/	/	H
0	DEV07	Devesset (lac de)	/	/	/	/	/	/
0	ENT13	Entressen (d')	/	/	B	/	/	B
0	ENT25	Entonnoir-bouverans (l')	/	/	/	G	/	/
0	ESP04	Esparron (lac d')	/	/	H	/	/	/
0	FIG2B	Figari (de)	/	/	/	/	G	/
0	GEB69	Eaux bleues (des)	/	/	/	/	/	H
0	GLC39	Clairvaux (Grand lac)	/	/	/	/	H	/
0	ILA39	Ilay (lac d')	/	/	/	/	H	/
0	JOU11	Jouarres (étang de)	/	/	/	G	/	/
0	LAF38	Laffrey (grand lac de)	/	/	/	/	H	/
0	LDC25	Chaillexon (lac de)	/	/	M	/	/	G
0	LEM74	Léman (lac)	/	/	/	/	/	M

Rhône - Méditerranée & Corse (suite)								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
0	LPC38	Pierre-châtel (lac de)	/	/	M	/	/	H
0	LRO39	Rousses (lac des)	/	/	/	G	/	/
0	MAT66	Matemale (retenue de)	/	/	/	/	H	/
0	MON38	Monteynard- Avignonet	/	/	/	/	G	/
0	MON71	Montaubry (barrage de)	/	/	M	/	/	/
0	NAN01	Nantua (lac de)	/	/	/	/	/	G
0	NDC38	Notre-Dame de Commiers (de)	/	/	/	/	H	/
0	OSP2A	Ospédale (retenue de l')	/	/	/	H	/	/
0	PAL38	Paladru	/	/	/	G	/	/
0	PET38	Petitchet	/	/	/	/	H	/
0	PUY66	Puyvalador (retenue de)	/	/	/	/	/	G
0	RCB01	Cize-Bolozon (de)	/	/	/	/	/	H
0	RCM01	Charmines-Moux (de)	/	/	/	/	/	M
0	REA13	Réaltor (bassin du)	/	/	/	/	H	/
0	REM25	Remoray (lac de)	/	/	/	/	H	/
0	RGL69	Grand-large (du)	/	/	/	/	H	/
0	RGM38	Grand'Maison (réservoir de)	/	/	/	H	/	/
0	RLB11	Laprade basse (de)	/	/	/	/	G	/
0	SAL34	Salagou (lac du)	/	/	/	/	/	G
0	SAU38	Sautet (lac du)	/	/	/	/	G	/
0	SCA83	Saint Cassien (lac de)	/	/	H	/	/	/
0	SPO04	Serre ponçon	/	/	H	/	/	/
0	SPO25	Saint Point	/	/	/	/	G	/
0	TOL2A	Tolla (lac de)	/	/	/	/	/	H
0	VAL39	Val (lac du)	/	/	/	/	/	H
0	VIN66	Vinça (retenue de)	/	/	/	/	P	/
0	VOU39	Vouglans (lac de)	/	/	/	G	/	/

Seine - Normandie								
Reference	Code_Lac	Nom_Lac	2005	2006	2007	2008	2009	2010
0	ARM77	Armainvilliers (étang d')	/	/	/	/	M	/
0	CRE89	Crescent (barrage du)	/	/	/	/	G	/
0	ECL28	Ecluzelles (plan d'eau d')	/	/	/	/	M	/
0	ESQ78	Saint-Quentin (étang de)	/	/	/	/	P	/
0	GAS14	Gast (barrage du)	/	/	/	/	G	/
0	HOR52	Horre (étang de la)	/	/	/	/	G	/
0	LGM27	Grande mare	/	/	/	/	G	/
0	PON21	Pont (barrage de)	/	/	/	/	G	/
0	SEI10	Forêt d'Orient (barrage-réservoir seine lac de la)	/	/	/	/	H	/
0	SET58	Settons (barrage des)	/	/	/	/	H	/
0	TRA02	Travecy (Gravière de)	/	/	/	/	M	/

Annexe 6 : Liste floristique des échantillons du Lac de Pierre-Châtel en 2007 et 2010

CD_6L	nom_taxon	Ci	Si	2007			
				26/03/2007	21/05/2007	31/07/2007	17/09/2007
PLAAGA	<i>Planktothrix agardhii</i>	3.68	2.62			0.022	
SCEOBL	<i>Scenedesmus obliquus</i>	4.43	2.25	0.005			
MIOAER	<i>Microcystis aeruginosa</i>	4.46	1.36	0.042	1.048	2.096	9.128
SCSUB	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	5.9	1.49	0.009	0.009	0.018	
TCHALT	<i>Tetrachlorella alternans</i>	6.31	1.54				0.164
PEDBOR	<i>Pediastrum boryanum</i>	7.34	1.87		0.098		0.319
DEDCOM	<i>Desmodesmus communis</i>	7.54	1.64			0.030	
PSDFIN	<i>Pseudodidymocystis fina</i>	7.93	1.4			<0.001	
CCTMIN	<i>Choricystis minor</i>	9.25	1.14		0.106		
APADEL	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9.59	1.24			0.144	
SCELL	<i>Scenedesmus ellipticus</i>	10.95	1.31		0.015		0.733
TEAMIN	<i>Tetraedron minimum</i>	10.99	1.38		0.003	0.011	0.009
PLGNAN	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	11.06	1.33	0.007	0.013	0.001	0.005
ENCMIN	<i>Encyonema minutum</i>	11.25	0.8		0.001		
OOCLAC	<i>Oocystis lacustris</i>	11.32	1.4				0.007
APAHOL	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	11.59	1.34		0.005	0.005	0.017
TABFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i>	11.66	0.98			0.011	
CLLVUL	<i>Chlorella vulgaris</i>	11.7	1.26				0.008
CRYMAR	<i>Cryptomonas marssonii</i>	12.16	1.63			0.010	
ASTFOR	<i>Asterionella formosa</i>	12.79	1.5			0.006	
CRUTET	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	12.79	1.63			0.003	0.011
CERHIR	<i>Ceratium hirundinella</i>	12.95	1.38		0.320		
PUNRAD	<i>Puncticulata radiosa</i>	12.98	1.05			0.008	
DINSOC	<i>Dinobryon sociale</i>	13.69	1.21				0.012
CYCBOD	<i>Cyclotella bodanica</i>	14.71	1.05		0.496		
ERKSUB	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	14.78	1.59	0.001		<0.001	0.008
CYCCYC	<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	15.1	1.25	0.332	0.016	0.991	0.225
APOCLA	<i>Aphanothece clathrata</i>	15.9	1.12				0.136
DINSTI	<i>Dinobryon sociale var. stipitatum</i>	16.01	1.66				0.009
GYMLAN	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	16.2	1.73			0.010	
BITCHO	<i>Bitrichia chodatii</i>	16.35	1.89			0.002	
ACDMIN	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	16.56	1.93	0.003			
PERWIL	<i>Peridinium williei</i>	16.84	1.96				0.858
DINDIV	<i>Dinobryon divergens</i>	17.18	1.74		0.003	0.005	0.076
CHRLIM	<i>Chroococcus limneticus</i>	17.28	1.43		0.135	0.135	1.318
DINELE	<i>Dinobryon elegantissimum</i>	17.73	2.42		0.001		
ELAGEL	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	18.31	1.89			0.008	
PERINC	<i>Peridinium inconspicuum</i>	20	2.19				0.166
ACHSPX	<i>Achnanthes sp.</i>	/	/	0.001			
AMPOVA	<i>Amphora ovalis</i>	/	/			0.190	
AMPSPX	<i>Amphora sp.</i>	/	/				0.117
AULSPX	<i>Aulacoseira sp.</i>	/	/			0.002	
CBIPLA	<i>Cyanobium plancticum</i>	/	/	0.009			
CHMSPX	<i>Chroomonas sp.</i>	/	/				0.011
CRYSXP	<i>Cryptomonas sp.</i>	/	/	0.043		0.014	0.046
DIPELL	<i>Diploneis elliptica</i>	/	/			0.123	
EPICYL	<i>Epipyxis cylindrica</i>	/	/			0.004	
EUNSPX	<i>Eunotia sp.</i>	/	/			0.008	
FRAPAR	<i>Fragilaria parasitica</i>	/	/	0.001			0.002
INDCHL	<i>Chlorophycées indéterminées</i>	/	/		0.018		
KEPSPX	<i>Kephyrion sp.</i>	/	/	0.035		0.003	
MALSPX	<i>Mallomonas sp.</i>	/	/				1.320
NAVRAD	<i>Navicula radiosa</i>	/	/				0.156
NAVSPX	<i>Navicula sp.</i>	/	/		0.019	0.038	
NIZSPX	<i>Nitzschia sp.</i>	/	/		0.006	0.006	
OCHSPX	<i>Ochromonas sp.</i>	/	/			0.008	
PEPELP	<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>	/	/			0.118	
PERSPX	<i>Peridinium sp.</i>	/	/		0.074	0.074	
PSEMUC	<i>Pseudanabaena mucicola</i>	/	/				0.006
SCMAG	<i>Scenedesmus magnus</i>	/	/		0.060		
STUPIN	<i>Staurisirella pinnata</i>	/	/			0.001	
SYCSPX	<i>Synechococcus sp.</i>	/	/	0.001			
TEASPX	<i>Tetraedron sp.</i>	/	/	0.057	0.001	0.002	0.002

CD_6L	nom_taxon	Ci	Si	2010			
				29/03/2010	31/05/2010	15/07/2010	06/09/2010
MIOAER	<i>Microcystis aeruginosa</i>	4.46	1.36			0.011	
SCESUB	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	5.9	1.49	<0.001			<0.001
DEDCOM	<i>Desmodesmus communis</i>	7.54	1.64		0.005	0.011	0.021
PSDFIN	<i>Pseudodidymocystis fina</i>	7.93	1.4				0.002
PSELIM	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	8.44	1.86	0.001	0.001	<0.001	
CCTMIN	<i>Choricystis minor</i>	9.25	1.14	0.001	0.005	0.004	0.006
PSDPLA	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i>	9.41	1.26	0.001			
SPESCH	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	10.36	1.49		0.003		
TEAMIN	<i>Tetraedron minimum</i>	10.99	1.38	0.087	0.001	0.005	0.005
PLGNAN	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	11.06	1.33	0.022	0.011	0.005	0.009
APAHOL	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	11.59	1.34	0.001			
CLLVUL	<i>Chlorella vulgaris</i>	11.7	1.26	0.003	0.062	0.026	0.057
FRACRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>	12.13	1.83		0.001		
PHTLED	<i>Phacotus lendneri</i>	13.02	1.94			0.006	0.003
PERUMB	<i>Peridinium umbonatum</i>	14.4	1.44				0.047
AULSUB	<i>Aulacoseira subarctica</i>	14.56	1.93		0.004		0.040
ERKSUB	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	14.78	1.59	0.005	0.003	0.010	<0.001
CYCCYC	<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	15.1	1.25	0.494	0.006	0.973	3.249
APOCLA	<i>Aphanothece clathrata</i>	15.9	1.12			0.177	
GYMLAN	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	16.2	1.73	0.018		0.009	0.009
KEPSPI	<i>Kephyrion spirale</i>	16.38	1.87	0.003			
ACDMIN	<i>Achnanthisidium minutissimum</i>	16.56	1.93	<0.001			
GYMHEL	<i>Gymnodinium helveticum</i>	16.7	2.24	0.621			
PERWIL	<i>Peridinium willei</i>	16.84	1.96				0.480
KEPMAS	<i>Kephyrion mastigophorum</i>	16.87	1.44	0.054	0.001	0.002	
CYYPLA	<i>Chrysolykos planctonicus</i>	17.09	1.92			0.003	
DINDIV	<i>Dinobryon divergens</i>	17.18	1.74			0.012	0.002
CHRLIM	<i>Chroococcus limneticus</i>	17.28	1.43			0.024	0.020
DINELE	<i>Dinobryon elegantissimum</i>	17.73	2.42			0.001	0.001
ELAGEL	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	18.31	1.89		0.002	0.003	
APAPLA	<i>Aphanocapsa planctonica</i>	/	/			0.015	
COYSUB	<i>Coenocystis subcylindrica</i>	/	/	0.016			
CRYSPX	<i>Cryptomonas sp.</i>	/	/	0.013	0.013	0.052	0.181
EPPBOR	<i>Epipyxis borealis</i>	/	/			0.004	0.004
INDCHL	<i>Chlorophycées indéterminées</i>	/	/	0.020	0.003	0.020	0.164
INDCYA	<i>Cyanobactéries indéterminées</i>	/	/		<0.001		0.001
INDFL2	<i>Chlorophycées flagellées indéterminées diam 2 - 5 µm</i>	/	/	0.008	<0.001	0.005	0.001
OCHSPX	<i>Ochromonas sp.</i>	/	/	0.001			
OOCRHO	<i>Oocystis rhomboidea</i>	/	/			0.006	
PDPSPX	<i>Pseudopedinella sp.</i>	/	/	0.019			0.004
SNOATO	<i>Snowella atomus</i>	/	/	<0.001			
SYCNID	<i>Synechococcus nidulans</i>	/	/	0.004	<0.001		
SYYPAR	<i>Synechocystis parvula</i>	/	/		<0.001		

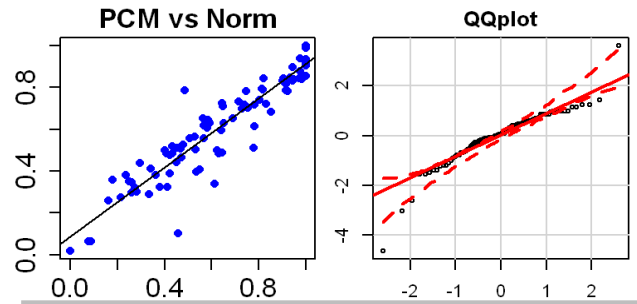
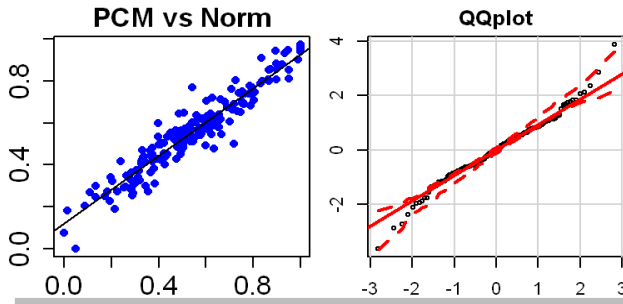
Annexe 7 : Relation des 4 indices européens Alpins normalisés avec leur PCM. (à gauche AL3 et à droite AL4)

AL3

AL4

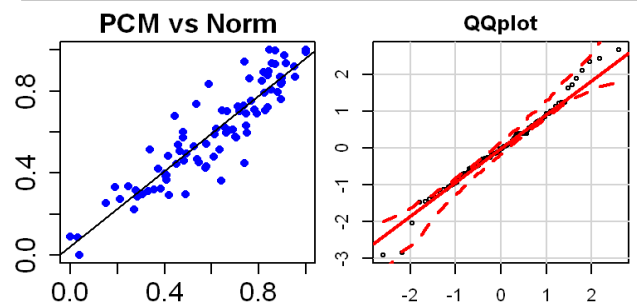
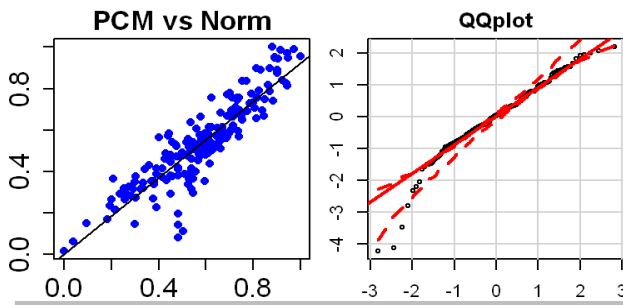
AT.SI

AT



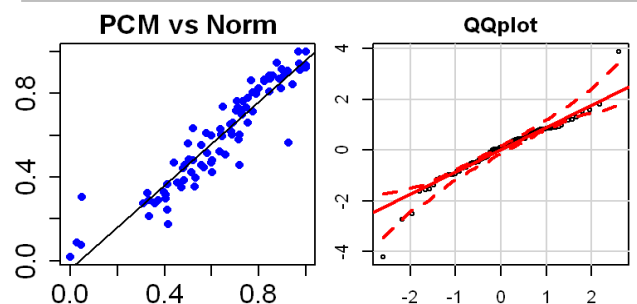
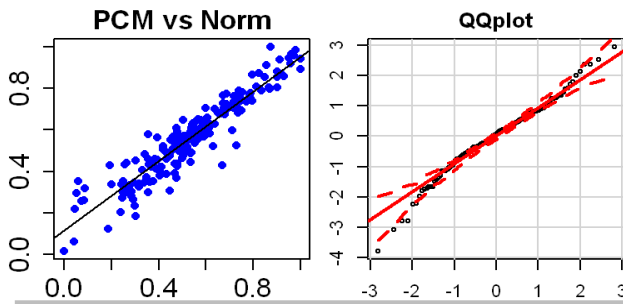
GE

GE



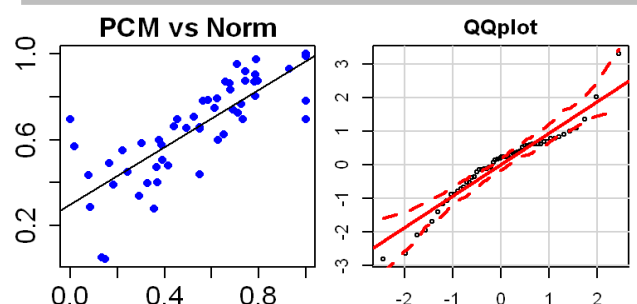
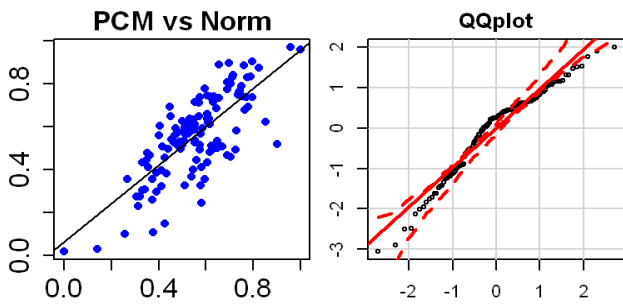
IT

IT



IPLAC

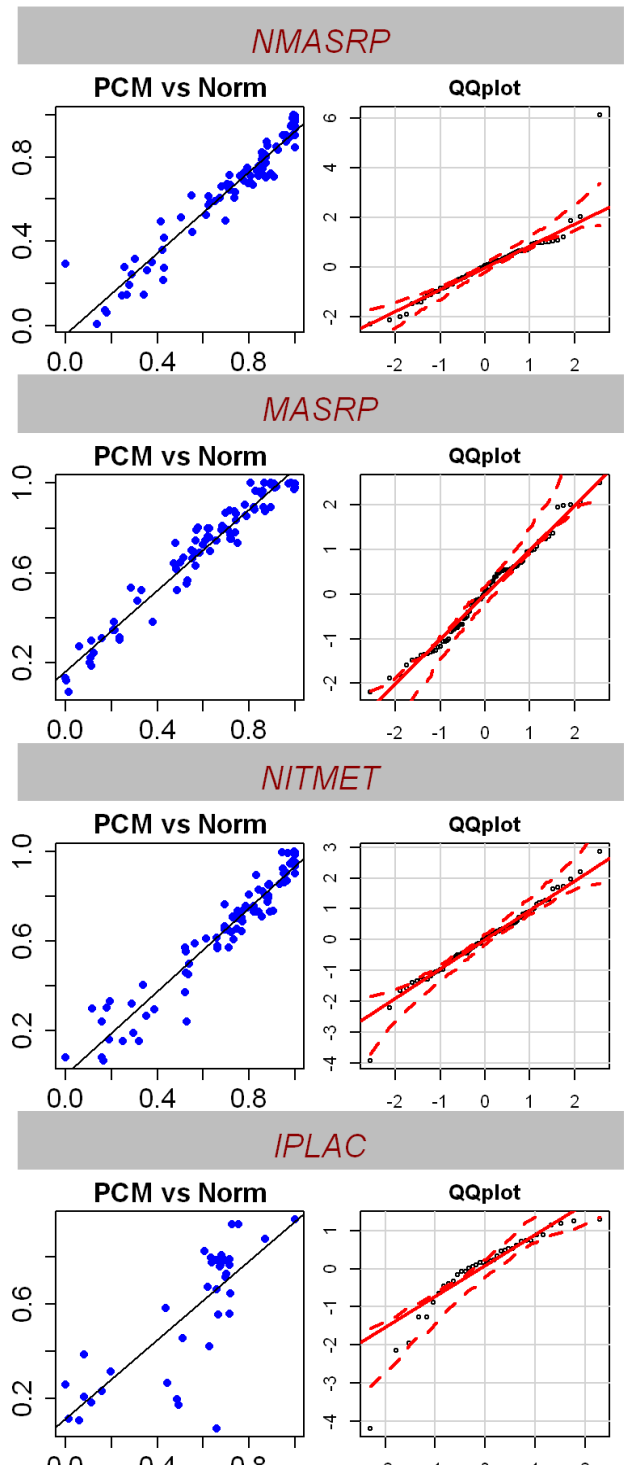
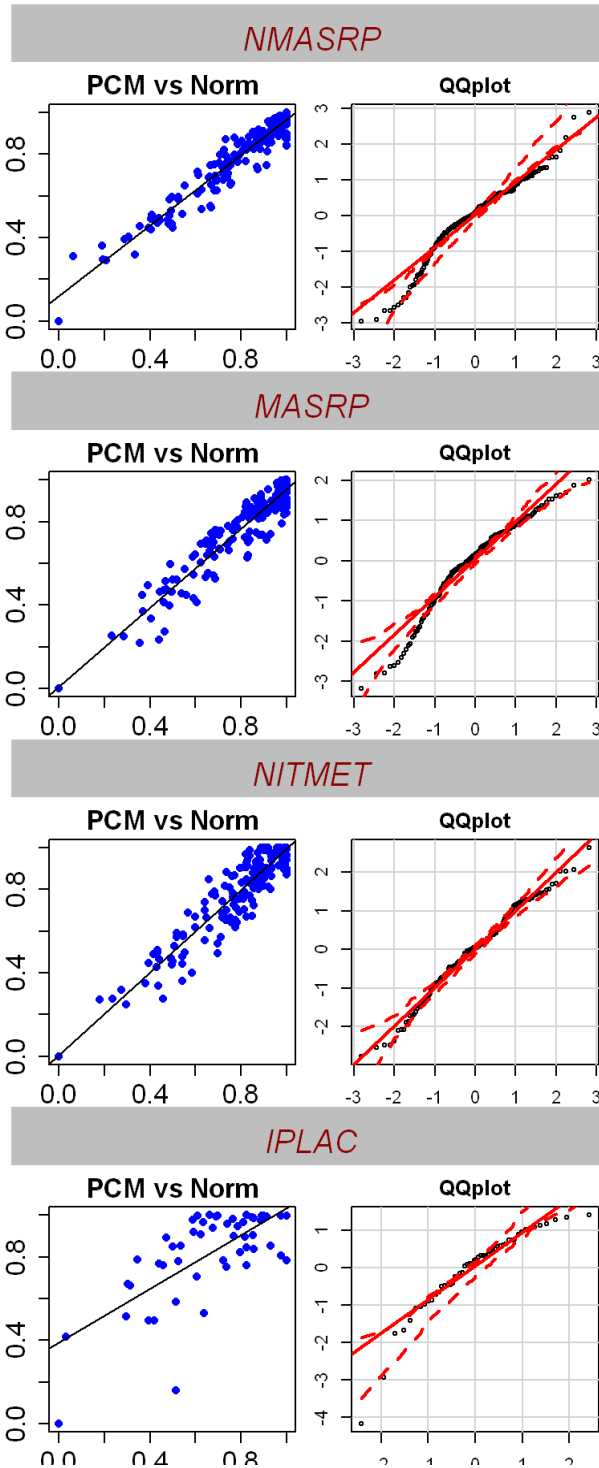
IPLAC



Annexe 8 : Relation des 4 indices européens Méditerranéens normalisés avec leur PCM. (à gauche AL3 et à droite AL4)

Calc

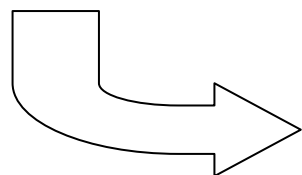
Sil



Annexe 9 : Procédure de calcul de l'indice IPLAC

MBA Métrique de biomasse algale	Données nécessaire au calcul de la métrique		
	⇒ concentration moyenne en chlorophylle A ($Chloa_{moy}$) durant la période végétative (au moins 3 mesure) ⇒ Profondeur moyenne du plan d'eau (P_{moy})		
	Calcul de la métrique de référence et des seuils de qualité	Calcul des Ecological Quality Ratio	Normalisation de la métrique et des seuils de qualité
	$Chloa_{ref} = 10^{0.754 - 0.489 \log_{10}(P_{moy})}$ $H/G_{pred} = 10^{0.754 - 0.489 \log_{10}(P_{moy}) + (1.7109 + 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log_{10}(P_{moy}) - 0.9425)^2}{4.0773}})}$ $G/M_{pred} = 10^{0.754 - 0.489 \log_{10}(P_{moy}) + 2 \times (1.7109 + 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log_{10}(P_{moy}) - 0.9425)^2}{4.0773}})}$ $M/P_{pred} = 10^{0.754 - 0.489 \log_{10}(P_{moy}) + 3 \times (1.7109 + 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log_{10}(P_{moy}) - 0.9425)^2}{4.0773}})}$ $P/B_{pred} = 10^{0.754 - 0.489 \log_{10}(P_{moy}) + 4 \times (1.7109 + 0.1424 \sqrt{1.0385 + \frac{(\log_{10}(P_{moy}) - 0.9425)^2}{4.0773}})}$	$MBA_{eqr} = \frac{Chloa_{ref}}{Chloa_{moy}}$ $H/G_{eqr} = \frac{Chloa_{ref}}{H/G_{pred}}$ $G/M_{eqr} = \frac{Chloa_{ref}}{G/M_{pred}}$ $M/P_{eqr} = \dots$	l'équation de normalisation correspondant à la régression logarithmique entre les seuils en EQR et les seuils (H/G : 0.8 ; G/M : 0.6 ; M/P : 0.4 & P/B : 0.2)

MCS Métrique de composition spécifique	Données nécessaire au calcul de la métrique		
	⇒ Au moins 3 listes floristiques prélevées durant la période végétative ayant au moins 5 taxons relevés et ayant une abondance en biovolume (B) en $mm^3 \cdot L^{-1}$ ⇒ Profondeur moyenne du plan d'eau (en m) P_{moy} ⇒ Altitude du plan d'eau (en m) Alt		
	Calcul de la métrique brute	Calcul des Ecological Quality Ratio (EQR)	Normalisation des seuils de qualité
	$MCS_c = \frac{\sum_{k=1}^n (B_k \times CS_k \times S_k)}{\sum_{k=1}^n (B_k \times S_k)}$ $MCS = \frac{\sum MCS_c}{Nb_{Camp}}$	$MCS_{ref} = 10.134 + 2.603 \log_{10}(P_{moy} + 1) + 0.3148 \log_{10}(Alt + 1)$ $MCS_{eqr} = \frac{MCS}{MCS_{ref}}$	$MCSn_{eqr} = MCS_{eqr} * 1.205 - 0.33$



$$IPLAC = 0.7 \times MCSn_{eqr} + 0.3 \times MBAn_{eqr}$$

