

**Zeitschrift:** Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles  
**Herausgeber:** Société Vaudoise des Sciences Naturelles  
**Band:** 94 (2014-2015)  
**Heft:** 1

**Artikel:** Les diatomées (algues silicatées), indicatrices de la qualité des cours d'eau vaudois : synthèse 2005 à 2013  
**Autor:** Straub, François / Derleth-Sartori, Pascale / Lods-Crozet, Brigitte  
**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-513641>

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 15.04.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

## Les diatomées (algues silicatées), indicatrices de la qualité des cours d'eau vaudois: synthèse 2005 à 2013

par

François STRAUB<sup>1,2</sup>, Pascale DERLETH-SARTORI<sup>3</sup> & Brigitte LODS-CROZET<sup>3</sup>

*Résumé.*—STRAUB F., DERLETH-SARTORI P. & LODS-CROZET B., 2014. Les diatomées (algues silicatées), indicatrices de la qualité des cours d'eau vaudois: synthèse 2005 à 2013. *Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles* 94.1: 73-106.

Les communautés de diatomées épilithiques des rivières du canton de Vaud (Suisse) ont été étudiées en vue d'établir la qualité biologique des eaux courantes (130 prélèvements). Des échantillons ont été prélevés en hiver et en été dans les différentes régions du canton. Des méthodes standardisées ont été utilisées pour les aspects qualitatifs. Ces méthodes ont été complétées par des mesures quantitatives de densité des peuplements, de fragmentation des squelettes et de taux de formes tératologiques. La densité moyenne des peuplements (considérée comme normale) se situe entre 1 et 6 millions de cellules par cm<sup>2</sup>. Des peuplements plus riches ont été trouvés dans des secteurs calmes et eutrophes. Dans des secteurs perturbés par l'agitation de l'eau, certains peuplements sont fortement réduits à moins de 0.3 de cellules par cm<sup>2</sup>. Ces réductions s'accompagnent en général par des taux élevés de fragmentation des frustules. Dans trois quarts des prélèvements, des formes tératologiques ont été trouvées. L'abondance de certaines de ces formes est partiellement corrélée avec la dégradation de la qualité des eaux. Une flore de 278 taxons a été relevée dont une petite proportion d'espèces rares ou en danger surtout dans les tronçons de bonne qualité d'eau. Dans le 83% des cas, l'état des eaux correspond aux objectifs écologiques légaux: dans les Préalpes, le pied du Jura et en plaine dans les stations amont du Jorat ou des côtes lémaniques. Dans le reste des cas, des eaux de qualité moyenne à médiocre ont été trouvées en plaine à l'aval de bassins versants agricoles et fortement peuplés. L'article est complété par la présentation plus détaillée de trois types d'impacts sur la qualité des eaux: l'influence comparée d'une station d'épuration (STEP) par rapport à une ancienne décharge, les variations saisonnières d'impact, puis l'évolution des impacts à moyen terme (sur 5 ans).

*Mots clés:* Diatomées épilithiques, rivières, Suisse, canton de Vaud, qualité des eaux, indices, densité des peuplements, fragmentation, tératologie.

*Abstract.*—STRAUB F., DERLETH-SARTORI P. & LODS-CROZET B., 2014. Diatoms (silicated algae) as indicators of water quality of rivers of Vaud (Switzerland): an overview between 2005 and 2013. *Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles* 94.1: 73-106.

Epilithic diatoms communities from the rivers of Vaud County (Switzerland) were studied to assess the biological quality of running waters (130 samples). Samples were taken in winter and summer in each region of the county. Standardized methods were used for qualitative purposes. These methods were

<sup>1</sup>PhycoEco, Rue des XXII-Cantons 39, CH-2300 La Chaux-de-Fonds.

<sup>2</sup>Musée d'histoire naturelle, Avenue L.-Robert 63, CH-2300 La Chaux-de-Fonds.

<sup>3</sup>Protection des eaux, DGE, Ch. des Boveresses 155, CH-1066 Epalinges.

Correspondance: fstraub@phycoeco.ch

completed with quantitative ones to establish the density of the settlements, the fragmentation of the frustules and the amount of teratological cells. Mean density of settlements (considered as normal for unperturbed locations) varies between 1 and 6 millions of cells pro cm<sup>2</sup>. More developed settlements were found in quiet and eutrophic sections. In some perturbed parts through agitation of the water, some settlements are reduced to less 0.3 million of cells pro cm<sup>2</sup>. In most cases these reductions are correlated with high fragmentation rate of the frustules. In three quarter of samples, abnormal cells were found. The rate of some of these teratological forms is increase with the degradation gradients of the waters. A flora of 278 taxa has been found with a small proportion of rare or endangered species, most of them in waters of good quality. The water quality achieves the ecological legal aims in 83% of the cases: in Prealps, at the foot of the Jura mountain and in lowland in upstream sections of the Jorat and the coast of the Lemman. In the others lowland locations, in watersheds with high agricultural activity and high human settlement, the waters were of middle to bad quality. The paper is completed with the presentation of three kinds of impacts on the water quality: compared impacts of a sewage plan and an ancient waste disposal, the seasonal variation of the impacts and the variations of impacts over the medium term (on 5 years).

*Keywords:* Epilithic diatoms, rivers, Switzerland, Vaud county, water quality, index, density of settlement, fragmentation, teratology.

## INTRODUCTION

Les diatomées sont des algues microscopiques unicellulaires. Leurs cellules sont enfermées dans un squelette bivalve de nature silicatée (le frustule). Leurs valves sont fortement ornementées, ce qui permet d'identifier les différentes espèces. On trouve ces algues dans tous les milieux aquatiques, mais aussi dans les sols et même en suspension dans l'air. En principe, comme les autres algues, ces organismes pratiquent la photosynthèse oxygénée grâce à leurs pigments verts, brun ou jaune et vivent d'une nourriture minérale comme les plantes à fleurs (minéraux et gaz carbonique). De ce fait, elles sont sensibles au taux d'engrais présents dans leur milieu (niveau trophique): il existe des espèces très bien adaptées aux eaux pauvres (oligotrophes) des massifs alpins et d'autres qui préfèrent les eaux riches (eutrophes à polytrophes) des régions agricoles et urbaines. Comme bien des organismes chlorophylliens, ces algues sont plus ou moins sensibles aux matières organiques dissoutes. Certaines espèces ne supportent pas ces matières, d'autres les tolèrent et même certaines d'entre-elles, comme bien des végétaux ancestraux, n'hésitent pas à en absorber de façon facultative ou obligatoire (hétérotrophie). Certaines espèces, en particulier dans les sols et les eaux usées, sont très résistantes aux chocs osmotiques. Elles peuvent résister à l'assèchement partiel ou aux variations importantes de concentrations ioniques. Il existe des diatomées fixées, d'autres qui rampent. Plusieurs sont coloniales et résistent à la sédimentation dans les lacs. Cette variété de possibilités physiologiques fait que les différents milieux naturels sont colonisés par des assemblages différents: c'est grâce à ces spécificités que les diatomées nous renseignent sur l'état de santé des biotopes et permettent aux géologues ou archéologues de reconstituer les milieux anciens à l'aide de leurs squelettes fossilisés ou de guider le policier scientifique sur le lieu d'un meurtre et d'une noyade.

Le suivi biologique des rivières en Suisse incombe principalement aux autorités cantonales. De ce fait, bien qu'encouragés par la Confédération, les programmes d'études sont assez variables d'un canton à l'autre, tant par leur intensité que par les méthodes utilisées (HÜRLIMANN *et al.* 1999).

Dans le canton de Vaud depuis la fin des années 1980, la qualité biologique des rivières du canton a été suivie grâce à l'étude des macroinvertébrés aquatiques (perles, éphémères, phryganes, crustacés, mollusques, etc.), en particulier à l'aide de l'indice de qualité RIVAUD, développé pour ces besoins (LANG *et al.* 1989, LANG & REYMOND 1995). Depuis 2011, l'indice standardisé suisse IB-CH (STUCKI 2010) est appliqué. Ces études ont été publiées régulièrement dans divers articles de synthèse (p. ex. LANG 2000, KNISPEL & REYMOND 2006, DGE-PRE 2014).

Depuis 2005, les autorités cantonales vaudoises ont décidé d'introduire également des études de diatomées dans leur programme. Plusieurs raisons ont motivé et conforté cette décision:

- La Confédération a développé une série de méthodes standardisées pour déterminer l'état des cours d'eau et destinées à unifier les approches sur tout le territoire national. Ces méthodes sont rassemblées sous le nom de Système modulaire gradué ou SMG (OFEFP 1998). Dans ce cadre, une méthode et l'indice DI-CH ont été développés (HÜRLIMANN & NIEDERHAUSER 2007) pour l'étude des diatomées épilithiques rhéophiles (qui vivent sur substrat pierreux dans le courant) et l'évaluation de la qualité des eaux courantes;

- Plus récemment (2011-2013), en dialogue avec les cantons, la Confédération a lancé le programme NAWA, une première approche nationale de surveillance biologique du réseau hydrographique (GÖGGEL *et al.* 2013). Le but de cette démarche est de fournir une base de comparaison unifiée, qui va permettre de mieux apprécier les caractéristiques locales de certains cours d'eau. Les résultats du premier programme (2011-2013) concernant les diatomées figurent dans un rapport de synthèse (HÜRLIMANN & STRAUB 2014).

- Ces diatomées particulières adaptées aux eaux courantes réagissent directement aux variations chimiques du milieu sur un laps de temps inférieur à trois mois. Elles permettent de ce fait de suivre les événements d'une manière plus directe, qu'en étudiant les macroinvertébrés, dont la durée d'intégration est de l'ordre d'un an. Par ailleurs, les méthodes utilisées pour l'étude des macroinvertébrés permettent surtout de mesurer l'intégrité des faciès des rivières, plutôt que directement la qualité de l'eau elle-même. Comme exemple extrême, une eau d'excellente qualité qui coule dans un secteur bétonné abrite des diatomées très sensibles: l'indice de qualité est très bon. Par contre dans ce milieu, les communautés de macroinvertébrés sont réduites et peu diversifiées: l'indice biotique de qualité est mauvais.

- Grâce à leur rapidité d'adaptation, les communautés de diatomées peuvent parfois enregistrer les différences saisonnières, en particulier les périodes d'étiage par rapport aux périodes de crues.

- Dans le cadre de travaux qui tentent d'évaluer l'impact des pesticides et des micropolluants (RIMET *et al.* 2004, FALASCO *et al.* 2009, PERES *et al.* 1996, STRAUB & JEANNIN 2006, DEBENEST *et al.* 2009, RIMET F. & BOUCHEZ 2012, ROUBEIX *et al.* 2012, MARCEL *et al.* 2013), des analyses ont été réalisées dans des rivières agricoles, à l'aval de certaines STEP et à l'aval d'une ancienne décharge.

Plusieurs objectifs ont motivé cet article de synthèse. Les résultats détaillés se trouvent dispersés dans des rapports internes du Service de la protection des eaux, chaque texte traitant d'un problème particulier (STRAUB 2005, 2008, 2009, 2011a et b, 2013 a et b). Il convenait alors de les réunir afin d'en tirer des généralités et des conclusions plus aisées à

saisir, en particulier pour le public. Par ailleurs, dans l'optique des futurs projets d'études, une base générale était nécessaire pour guider les réflexions. Cette synthèse vaudoise complète sur le plan suisse des études ou articles généraux réalisées pour différents cantons: CORDONIER *et al.* 2003 (Valais), KOSTER M. & EHMANN 2007 (Thurgovie), HÜRLIMANN 2010 (Argovie), SECOE 2011 (Genève), AWEL 2012 (Zürich).

#### MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'étude porte sur les 130 prélèvements analysés de 2005 à 2013 dans le canton. La plupart de ces prélèvements ont été réalisés dans le cadre du programme cantonal de surveillance du réseau. Une partie provient du programme national NAWA. Les coordonnées des stations et les dates de prélèvements figurent dans les rapports détaillés, ainsi que dans l'annexe 1 (<http://www3.unil.ch/wpmu/svs/bulletin-de-la-svs/annexes/>). Un coup d'oeil sur les cartes des figures 12 et 16 permet de les localiser par rapport aux régions du canton.

En tout 69 sites ont été visités, pour la plupart en hiver et en été (programme cantonal). Les prélèvements réalisés à des saisons différentes permettent de mesurer la variabilité des impacts en fonction des conditions météorologiques et hydrologiques. Dans certains cas, des prélèvements ont été réalisés avant et après la période des traitements agricoles pour tenter de mettre en évidence l'impact des pesticides (Boiron de Morges, Morges et Asse). Dans les Préalpes, les études saisonnières se justifient pour essayer de suivre les différences d'impact en fonction des charges touristiques.

Les stations du programme NAWA n'ont été visitées qu'à la fin de l'hiver. Les quatre stations du ruisseau du Coruz n'ont été étudiées qu'une fois. Par contre, les stations d'Allaman sur l'Aubonne et de Chavornay sur le Talent ont été suivies 4 fois dans le cadre du programme NAWA. La station aval du Boiron de Morges (Tolochenaz) a été visitée 5 fois tant pour le programme cantonal que pour le programme NAWA.

Le choix de ces stations a été dicté par les besoins de la Direction Générale de l'Environnement – Division Protection des Eaux (DGE-PRE). Une grande partie a été choisie pour établir le référentiel biologique des cours d'eau des différentes régions du canton: le flanc nord du Léman (le Lavaux et la Côte), Le Jorat et le Gros-de-Vaud, la vallée de la Broye, le pied du Jura et les Préalpes. Pour ces cas-là, les prélèvements ont souvent été réalisés en amont des stations d'épuration (STEP) pour obtenir une image non anthropisée de ces régions. Par contre, les quatre stations retenues sur le Coruz ont été choisies pour comparer l'impact d'une ancienne décharge et d'une STEP. L'étude sur la Broye a été réalisée en tant que référence avant des travaux de renaturation. Les rivières du Lavaux ont été étudiées pour localiser des pollutions locales diffuses. Le Boiron de Morges a été analysé pour tenter de mettre en évidence l'impact des pesticides agricoles et surtout de leur réduction dans le cadre d'un programme de limitation sur le bassin versant. La Morges, rivière proche du Boiron dont les caractéristiques morphologiques sont similaires a également été étudiée pour comparaison. Les 10 stations du programme NAWA ont été choisies en accord avec la Confédération. Elles sont situées en aval des bassins versants, sont dotées d'un limnimètre et sont sensées représenter également les différentes régions.

Les méthodes standardisées de prélèvement et d'analyse avalisées par la Confédération ont été utilisées: elles permettent de fournir des diagnostics qualitatifs (HÜRLIMANN & NIEDERHAUSER 2007). Ces méthodes ont été complétées (STRAUB 2013c, annexe 2, <http://www3.unil.ch/wpmu/svsn/bulletin-de-la-svsn/annexes/>) pour fournir des estimations quantitatives des peuplements de 110 prélèvements: densité de cellules (significative statistiquement à l'échelle des puissances de 10) et taux de fragmentation des squelettes de diatomées. Le relevé des formes tératologiques (malformations) a quand à lui été réalisé sur tous les échantillons.

En résumé, les diatomées vivant sur les galets dans le courant sont prélevées quantitativement à l'aide d'un appareil de grattage selon DOUGLAS 1958 et fixées au formol concentré à raison de 3% final. Les prélèvements ne se font que sur des galets vierges d'algues filamenteuses. Au laboratoire, les échantillons sont traités à l'acide chlorhydrique et à l'eau oxygénée concentrée à froid pendant 6 semaines pour dissoudre les carbonates et oxyder les matières organiques. Les échantillons sont filtrés sur membrane en téflon de 5 µm de porosité et le résidu est rincé à l'eau déminéralisée, au savon à vaisselle et à l'éthanol. Les squelettes nettoyés sont repris quantitativement avec de l'eau déminéralisée, puis sont montés entre lame et lamelle dans du Naphrax®. Les préparations microscopiques sont visualisées aux grossissements de 12.5x10 pour relever les grosses diatomées, puis à 12.5x100 pour le dénombrement de 500 valves et leur identification exacte (microscope Leitz Dialux® en contraste de phases). Toute la procédure est quantifiée pour pouvoir finalement exprimer les peuplements en cellules/cm<sup>2</sup>. La base floristique de routine de KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986-1991 et de HOFMANN *et al.* 2011 est complétée de cas en cas par des révisions taxonomiques plus récentes ou par l'utilisation de nouveaux taxons.

Pour traiter les résultats bruts (annexe 1, (<http://www3.unil.ch/wpmu/svsn/bulletin-de-la-svsn/annexes/>)) et fonder les diagnostics, l'indice suisse DI-CH est calculé pour identifier les classes de qualités des eaux correspondant au gradient du SMG (OFEFP 1998), dépendant de l'ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEAUX 1998). L'indice trophique de SCHMEDTJE *et al.* 1998 est aussi utilisé. Pour estimer la charge saprobique des eaux, la méthode des espèces différentielles (LANGE-BERTALOT 1978, 1979a et b) est également appliquée, en tenant compte des précisions données par SCHIEFELE 1987 et REICHARDT 1991. Les aspects quantitatifs des communautés sont utilisés pour décrire l'état des peuplements et pour tenter de mettre en évidence des impacts sub-létaux (tératologie) ou létaux (chutes de densité, fragmentation) peut-être liés à la toxicité des eaux. Dans ce but également, l'abondance de certaines guildes de diatomées (espèces pionnières, espèces particulièrement sensibles ou *high profile*) sont suivies plus particulièrement selon les indications de RIMET & BOUCHEZ 2012. La biodiversité des peuplements est décrite à l'aide de trois paramètres: l'indice structurel indique le degré de spécialisation des communautés (SHANNON 1948, calculé en logarithmes naturels), la somme des taxons présents nous donne la diversité floristique et l'abondance des espèces de la liste rouge représente leur valeur patrimoniale.

Les échantillons sont conservés dans la collection algologique du Musée d'histoire naturelle de la Chaux-de-Fonds. Des doubles des préparations microscopiques sont déposés au Musée botanique de la Ville de Lausanne.

## RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

*Etat des peuplements*

La densité des peuplements varie entre 0,0053 à 26,3 millions de cellules par  $\text{cm}^2$ , avec une moyenne de 3,9 millions (figure 1). Lors des prélèvements, on remarque tout de suite les peuplements réduits  $\leq 0.3$  millions de cellules par  $\text{cm}^2$ , car les galets sont très peu gluants et non colorés par les algues. Lors de densités plus faibles que 0,05 millions, les galets paraissent complètement nus, si bien qu'on multiplie les grattages pour obtenir un peu de matériel. Quinze peuplements  $\leq 0.3$  millions de cellules par  $\text{cm}^2$  ont été observés dans cette série. Les plus réduits ont été trouvés dans certaines rivières des Préalpes en été (Veveyse, Avançons et Grande-Eau). Dans ces cas, comme cela s'observe aussi en haute montagne en Valais, l'activité érosive de l'eau (agitation et turbidité) détruit les peuplements ou conditionne leur développement. Des peuplements également réduits ont été trouvés en 2008 dans le Boiron de Morges, quelques uns en hiver, mais la plupart en été. Si les peuplements forestiers réduits en amont ont été mis sur le compte d'une faible insolation, nous avons émis l'hypothèse qu'en aval ces réductions pouvaient être dues à la toxicité des eaux après les principaux traitements aux pesticides agricoles. En hiver 2009, deux peuplements très réduits ont aussi été trouvés dans la Morges, alors que de la glace couvrait partiellement le lit du cours d'eau. En été par contre les peuplements étaient bien constitués dans cette rivière proche du Boiron. Enfin, dans la Venoge à Cuarnens en 2010 (seul point étudié quantitativement sur ce cours d'eau), les peuplements étaient réduits aussi bien en été qu'en hiver, malgré une grande quantité d'eau et un écoulement calme. La cause de ces limitations n'a pas pu être identifiée. Dans la Broye en amont de Palézieux, le peuplement était réduit en été, peut-être à cause du manque d'insolation.

A l'opposé, 16 peuplements sont pléthoriques avec des densités  $\geq 10$  millions de cellules par  $\text{cm}^2$ . Dans ces cas, les galets sont recouverts d'un épais périphyton gluant brun caramel typique d'une dominance de diatomées. Un seul a été trouvé en été tout à l'amont du Boiron de Morges en 2013. Douze de ces peuplements (hivernaux) ont été trouvés dans les rivières de la Côte (Dullive, Boiron de Morges, Asse) et du Lavaux (Longiron). Des peuplements aussi fournis ont également été observés en amont du Talent et de la Mentue (Gros-de-Vaud), ainsi que dans la Broye en amont de Lucens. Dans ces stations, la faible dynamique hydraulique et l'eutrophie des eaux expliquent ces fortes densités. Dans l'ensemble, la plupart des peuplements ont des tailles situées entre 0.4 et 9.5 millions de cellules par  $\text{cm}^2$ .

Une bonne part de la réduction des densités est proportionnelle au degré de fragmentation des squelettes de diatomées (figure 2). Cet aspect de l'état des peuplements marque l'action de pressions létales: sur l'ensemble des valeurs, une fonction inversement exponentielle explique le 61% des variations entre les deux paramètres. L'activité érosive liée à l'agitation et à la turbidité des eaux semble être le facteur létalement le plus déterminant, comme nous l'avons relevé dans plusieurs cas en Valais, liée soit à des crues violentes ou à des décharges de barrages (BERNARD & STRAUB 2010, 2012, STRAUB 2013d). La relation entre les deux paramètres est en partie limitée, en particulier dans les cas de faibles densités, car parfois par une vitesse élevée de courant ( $> 0.6$  m/s), les eaux peuvent entraîner les fragments vers l'aval. De ce fait, il n'y a pas de relation mathématique entre la vitesse de l'eau et le taux de fragmentation sur l'ensemble des résultats.

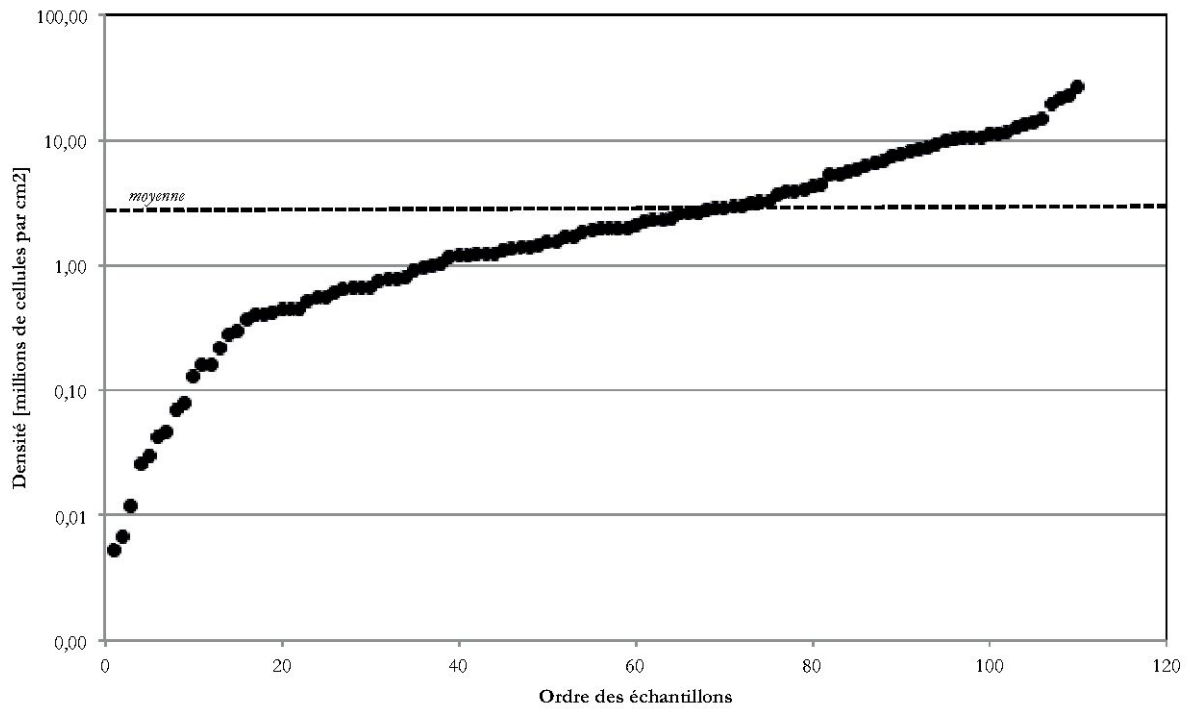


Figure 1.—Distribution par ordre croissant des densités des peuplements mesurées dans 110 prélèvements (moyenne à 3.9 millions de cellules par cm<sup>2</sup>).

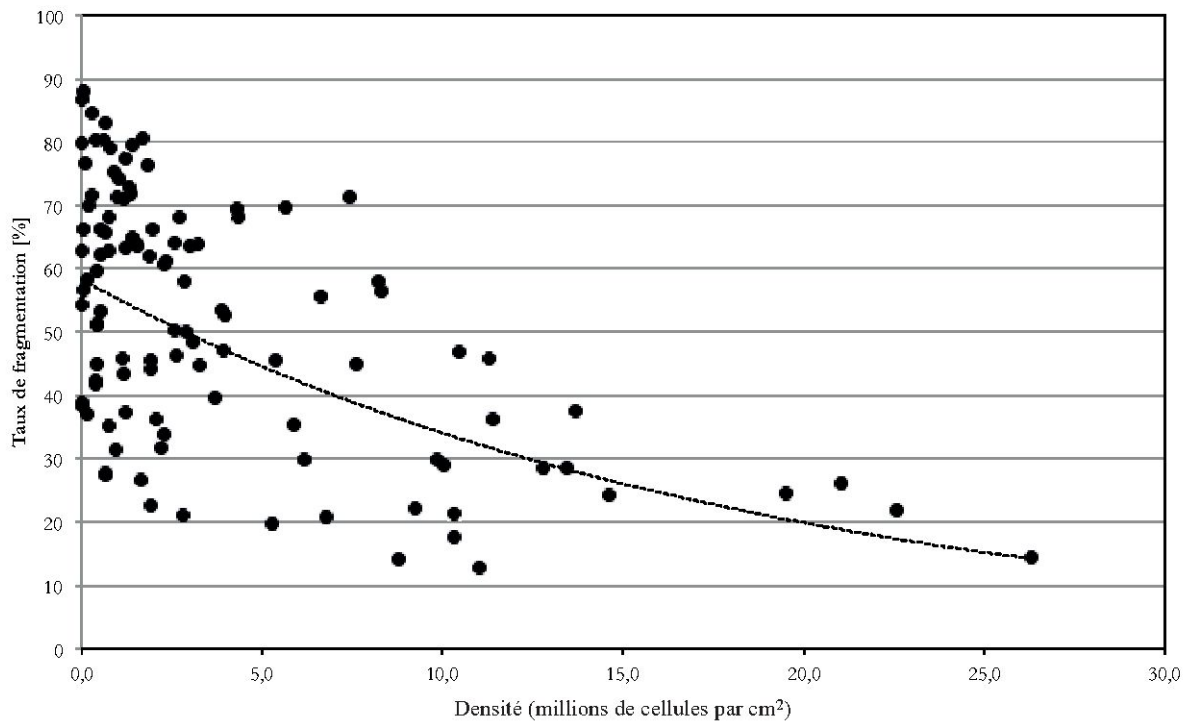


Figure 2.—Relation entre la densité des peuplements et les taux de fragmentation des squelettes de diatomées.

La densité des peuplements épilithiques n'est pas dépendante du niveau trophique des eaux (offre en minéraux engraisants), contrairement à ce qu'on pourrait penser. Comme nous l'avons aussi constaté dans les Vièzes d'Illiez et de Morgins en Valais (BERNARD & STRAUB 2013), des peuplements très denses de 20 à 25 millions de cellules par  $\text{cm}^2$  peuvent se développer dans des eaux oligo.- mésotrophes. Inversement, dans notre série nous trouvons parfois des peuplements de  $< 0.1$  millions par  $\text{cm}^2$  de dans des eaux eu.- à polytrophes. La densité des peuplements paraît donc essentiellement déterminée par l'hydrodynamisme des cours d'eau.

Parmi les cellules tout à fait normales, on peut trouver dans les peuplements des cellules malformées. Ces formes tératologiques sont étudiées plus systématiquement depuis que certaines d'entre-elles ont été mises en relation entre autres avec la toxicité des eaux ou l'irradiation aux UV, soit dans le milieu naturel ou expérimentalement en mésocosmes (RIMET *et al.* 2004, STRAUB & JEANNIN 2006, ESGUERRA *et al.* 2006, FALASCO *et al.* 2009). Dans 37,9% de nos prélèvements, aucune forme monstrueuse n'était présente, même dans des eaux de moyenne qualité ( $\text{DI-CH} \geq 4,5$ ). Dans tous les autres, des formes tératologiques ont été trouvées avec des abondances relatives de 0.01 à 4.74% (figure 3). Ces taux de formes tératologiques ont, toutes valeurs confondues, très légèrement tendance à augmenter avec la charge polluante habituelle (charge trophique et charge saprobique). D'après une enquête informelle auprès de nos collègues francophones, nous admettons actuellement qu'un taux de 1% de ces cellules est déjà significatif d'une pression écologique néfaste pour les diatomées. Dans 12% de nos prélèvements, ce taux de 1% est dépassé. On remarque que même dans des eaux qualifiées de très bonnes ( $\text{DI-CH} < 3.5$ ) on trouve parfois des taux de formes tératologiques assez élevés.

Ces résultats sont proches de ceux que nous avons obtenu sur le réseau Suisse de 2011-2013 (HÜRLIMANN & STRAUB 2014). Ils soulèvent plusieurs remarques et questions:

- La charge polluante classique n'est peut être pas une bonne mesure pour la comparaison, car la toxicité des eaux (due aux pesticides et micropolluants) n'est probablement pas dans tous les cas liée à l'eutrophisation ou aux rejets de matières organiques.

- La plus grande part des malformations affecte la forme générale des cellules des espèces pionnières coloniales du genre *Achnanthydium*.

- Dans notre série, les espèces d'*Achnanthydium* concernées sont typiques d'eaux de très bonne à bonne qualité. Cela explique partiellement que de forts taux de malformations sont aussi présents dans les eaux de bonne qualité.

- Chez ces espèces pionnières, ce type de malformation apparaît en particulier lors d'explosion des peuplements à la suite de perturbations hydrologiques. On admet dans ce cas que la promiscuité pourrait être la cause des perturbations et non pas la toxicité des eaux.

- Cette hypothèse est cependant remise en cause, car dans les échantillons historiques (datant de 1877 à 1963) que nous avons étudié et qui désignent des eaux qui étaient de très bonne à bonne qualité (pour le Rhône, le Doubs, le ruisseau de Vaux à Lignères), nous n'avons trouvé que très peu de formes tératologiques, même chez ces espèces pionnières. Ce constat (qu'il faudrait encore documenter) suggère que les taux de formes tératologiques que nous relevons actuellement, même  $< 1\%$ , sont liés à des aspects de la pollution des eaux qui étaient absents ou mineurs autrefois (pesticides et micropolluants).

Si l'on élimine les valeurs nulles et si l'on enlève également les taux de formes

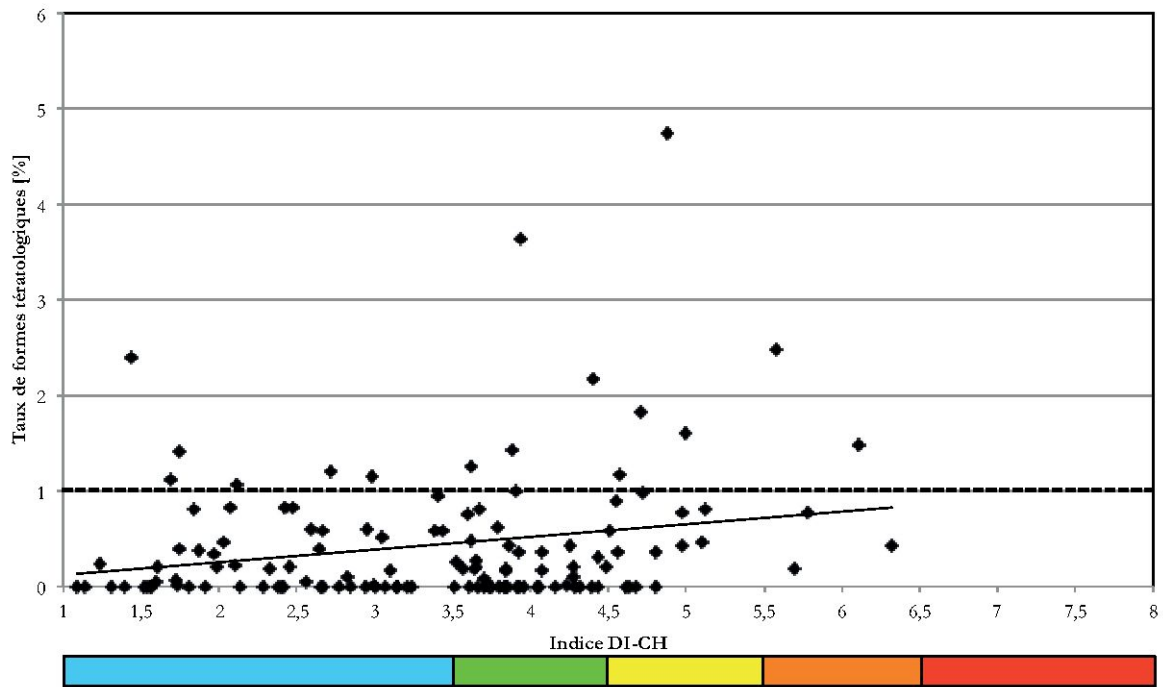


Figure 3.—Distribution des taux de formes tératologiques dans les communautés en fonction de l'indication générale de qualité d'eau (n=130). En regard des valeurs de l'indice DI-CH, figure l'échelle colorée de qualité d'eau du SMG (bleu = très bon, rouge = très mauvais). Le traitillé représente le taux limite significatif (1%) admis actuellement par la communauté scientifique.

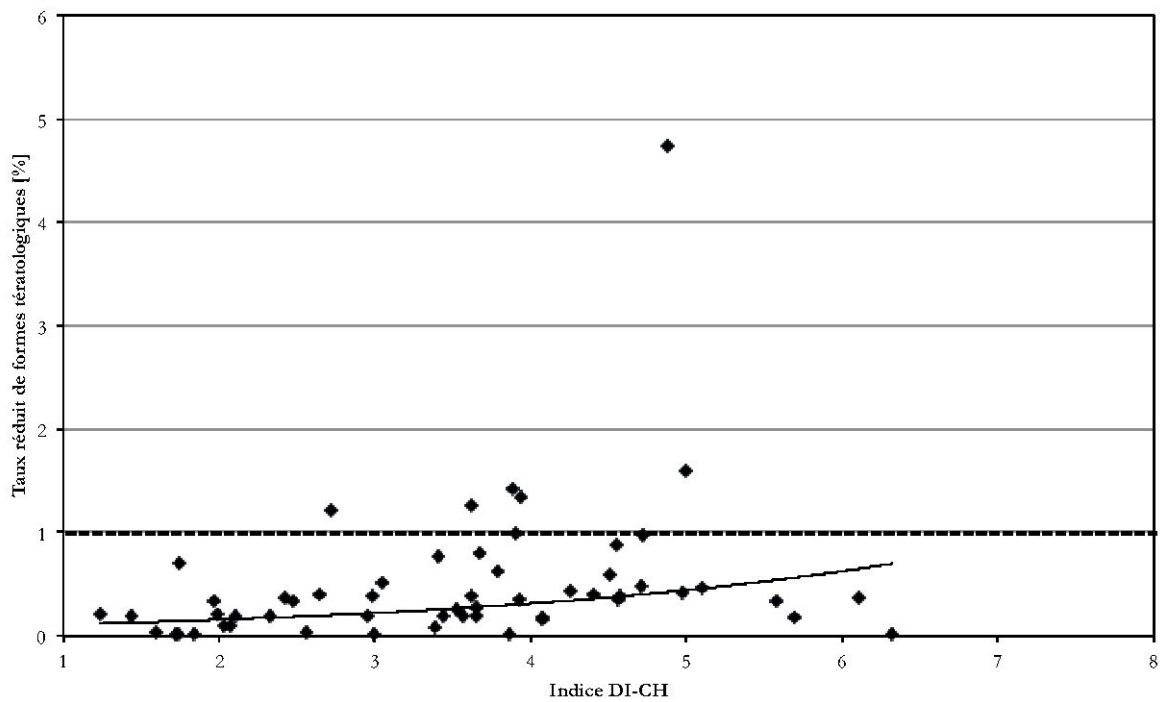


Figure 4.—Distribution réduite des taux de formes tératologiques (de 56 échantillons) en fonction des valeurs de DI-CH (après élimination des taux nuls et des taux de malformations chez les espèces d'*Achnanthydium*). Le traitillé représente le taux limite significatif (1%) admis actuellement par la communauté scientifique.

tératologiques qui affectent les espèces d'*Achnanthydium*, il ne subsiste que 56 échantillons comportant d'autres formes tératologiques. Avec ce lot réduit on obtient une distribution qui est un peu mieux corrélée avec l'augmentation de la pollution (figure 4): une fonction exponentielle explique le 34.2% de la variance entre les deux paramètres.

Dans cette distribution réduite, des taux de formes tératologiques proches ou  $> 1\%$  ont été trouvés dans huit échantillons provenant des rivières suivantes: le Longiron (Lavaux), l'Asse, le Boiron de Morges (La Côte), le Talent à Chavornay en 2011 (4.74%!) et 2012 (1.60%), la Sarine à Rougemont et l'Avançon à Bex. Par ailleurs d'amont en aval dans la Broye en février 2012, des taux  $\geq 0.35\%$  sont présents dans tous les échantillons et un peu moins en été. Toutes ces rivières (à part la Sarine) drainent des bassins versants à vocations arboricoles, viticoles ou céréalières. Elles sont potentiellement soumises à des pollutions par des pesticides, mais sont aussi situées dans des bassins versants très habités (micropolluants). En éliminant des décomptes les malformations touchant le genre *Achnanthydium*, on peut penser que des taux  $\geq 0.5\%$  sont déjà significatifs de pressions tératogènes (dont la toxicité des eaux). Dans cette série, les taxons les plus touchés sont *Diatoma problematica*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* et var. *capitellata*, *Nitzschia dissipata* et *N. recta*, *Navicula cryptotenella* et *N. reichardtiana*. La plupart de ces diatomées sont modérément à nettement résistantes aux pollutions organiques.

Globalement, l'état des peuplements est bon ou suffisamment bon (même les peuplements très réduits des Préalpes) pour le calcul des indices de qualité d'eau.

#### *Composition floristique des peuplements*

La flore rhéophile relevée actuellement dans le canton de Vaud comprend 278 taxons. La progression des découvertes au cours de l'analyse des 130 échantillons est représentée sur la figure 5. Cette progression est comparée à celles trouvées dans les cantons de Neuchâtel ( $n = 136$ ) et du Valais ( $n = 159$ ). Pour un même effort d'investigation, la flore trouvée dans le canton de Neuchâtel comprend près de 100 taxons de plus (de nombreux habitats différents ont été étudiés dans le Doubs). En extrapolant cette courbe, on peut penser que la flore totale d'eau courante du canton de Vaud devrait avoisiner les 350 taxons.

La plupart de ces diatomées sont communes et sont en général illustrées dans le manuel suisse d'application du DI-CH (HÜRLIMANN & NIEDERHAUSER 2007). La biodiversité de la grande majorité des communautés est du même ordre de grandeur qu'ailleurs en Suisse: la flore dominante est en moyenne de 20 à 30 taxons et l'indice de diversité de Shannon  $> 1,90$  (figure 6). Une vingtaine de communautés sont même nettement plus diversifiées: il s'agit de peuplements de rivières eutrophes du Plateau à faible pression hydrologique, dans lesquels on peut trouver jusqu'à 40 ou 45 taxons. Par contre, 33 communautés sont nettement spécialisées, voir extrêmement pour 17 d'entre elles (figure 6). Dans ces communautés, la flore dominante est parfois réduite de 11 à 15 taxons, alors qu'une ou deux espèces forment le 90 à 95% des peuplements.

Dans la plupart des cas, il s'agit de communautés soumises à des pressions hydrologiques liées soit à des restitutions hydroélectriques (agitation et turbidité des eaux) dans les Préalpes, soit aux conditions météorologiques sur le Plateau. Dans le cas du Veyron, de la Venoge et du Nozon en juillet 2010, la spécialisation de 7 peuplements est liée aux fortes

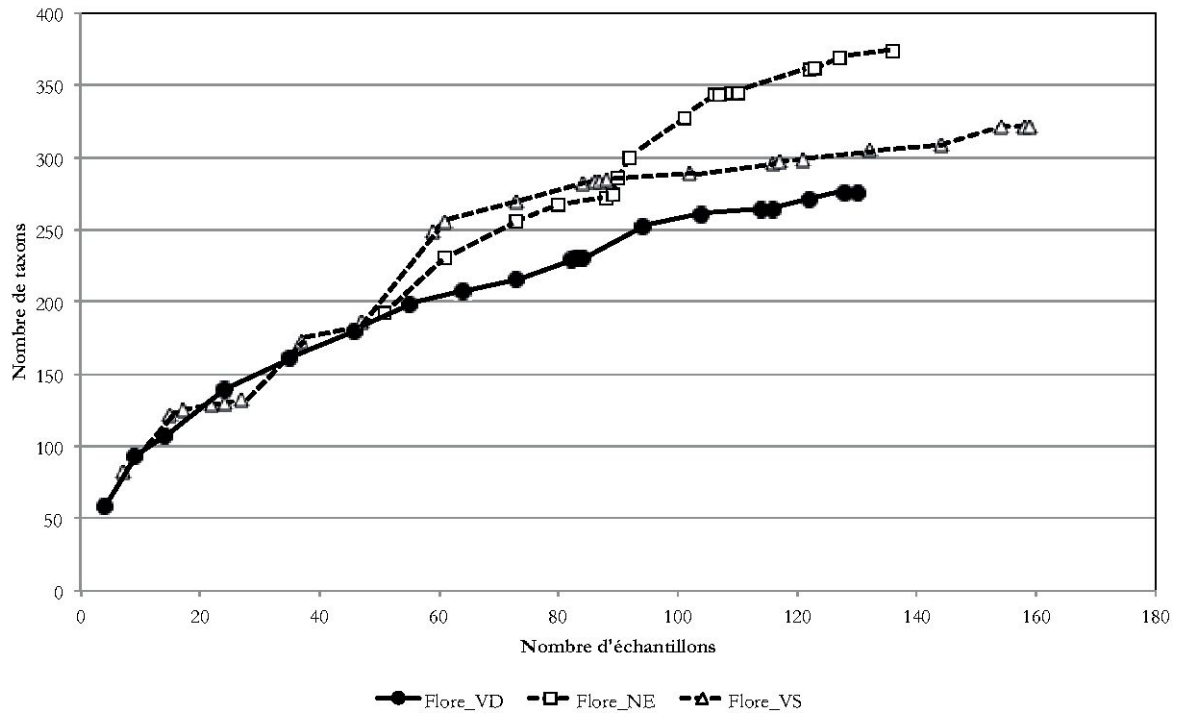


Figure 5.–Progression des mentions floristiques dans le réseau hydrographique vaudois, en comparaison avec celles relevées dans les cantons de Neuchâtel et du Valais.

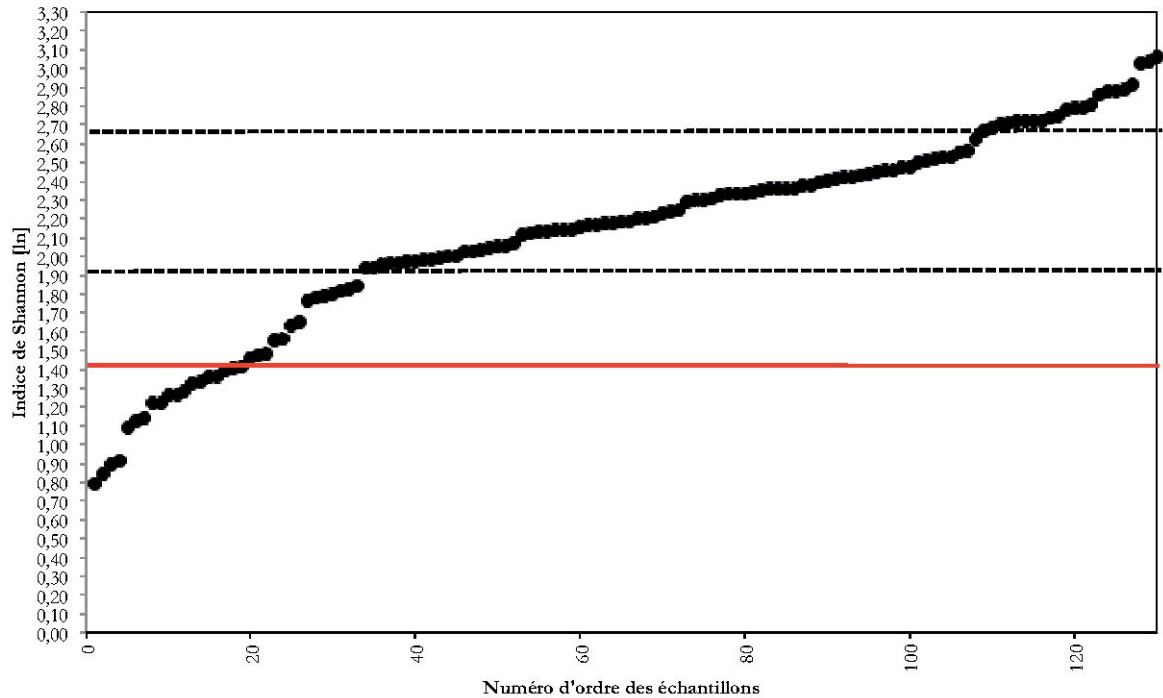


Figure 6.–Distribution des valeurs de l'indice de Shannon (calculé en logarithmes naturels) dans les communautés. Cet indice est une mesure de la biodiversité structurale des peuplements. Les valeurs situées entre les tirets (de 1.90 et 2.65) correspondent aux structures de la majorité des communautés analysées en Suisse (HÜRLIMANN & NIEDERHAUSER 2007, n = 3694 échantillons). Les valeurs  $\leq 1.90$  indiquent des peuplements spécialisés. Les valeurs  $\leq 1.40$  indiquent des communautés extrêmement spécialisées.

crues de fin juin. En été 2011 c'était aussi le cas en amont de la Mentue et de la Broye. Dans 5 cas ponctuels hivernaux cela est lié à de la neige ou de la glace dans le lit des rivières. Dans 7 cas seulement, la spécialisation est corrélée avec des conditions critiques de qualité d'eau (niveaux saprobiques de classe II-[III] à [II]-III).

Ces communautés spécialisées sont pour la plupart dominées par des espèces pionnières (figure 7), ce qui montre que des perturbations ponctuelles ou répétitives maintiennent les peuplements dans des phases de colonisation et empêchent l'établissement de communautés plus diversifiées.

Dans tous ces cas de pression hydrologique, la qualité des eaux est excellente voire bonne. Les espèces pionnières sont *Achnanthydium lineare*, *A. pyrenaicum* ou *A. minutissimum* selon le gradient de qualité d'eau. Dans les cas d'eaux dégradées, l'espèce pionnière la plus fréquente est plus résistante. Il s'agit d'*Amphora pediculus* avec des abondances relatives de 53.8 à 64.8%. Dans des eaux préalpines, la spécialisation en hiver est par fois due à *Diatoma problematica*, qui n'est pas relevée comme pionnière dans la littérature (probablement par manque de connaissance de cette espèce décrite récemment). Deux cas d'eaux plus nettement polluées livrent des communautés spécialisées dominées par des espèces très résistantes comme *Fistulifera saprophila* à 30.2% (la Broye, Oron-la-Ville, juillet 2011) ou *Mayamaea atomus* var. *permitis* à 43.0% (la Morges, Vufflens-le-Château, juillet 2009). Ces deux espèces ne sont pas pionnières, mais peuvent se développer en masse lorsque les autres diatomées sont limitées par la dégradation de la qualité des eaux.

Il ressort de cette analyse que la spécialisation des communautés est principalement déterminée par la pression hydrologique. La dégradation, voire la toxicité des eaux ne détermine pas de spécialisation mesurable avec l'indice de Shannon dans la plupart des cas.

Les communautés sont aussi partiellement composées par des espèces de la liste rouge (flore patrimoniale), par des espèces en régression et/ou par des espèces dont on ne connaît pas encore leur degré de raréfaction (figure 8). En l'absence d'une liste rouge suisse, les indications de la liste rouge allemande (LANGE-BERTALOT 1996, HOFMANN *et al.* 2011), valable pour l'Europe centrale, est utilisée.

Dans 79 échantillons sur 130 (60.8%), des espèces de la liste rouge sont présentes (26 taxons rares ou en danger), mais dans seulement 13 échantillons ces espèces forment  $\geq 2\%$  des communautés (tableau 1). Sans surprise dans 5 cas il s'agit de peuplements trouvés dans des rivières préalpines (Grande-Eau, Veveyse, Gryonne et Torneresse) dans des eaux de très bonne qualité. Cependant à certaines stations de rivières de la Côte (Aubonne, Asse), du pied du Jura (Veyron) ou du Jorat (Haute Broye), dans des eaux très bonnes à bonnes, des proportions non négligeables des communautés sont également formées par ces taxons patrimoniaux (même 20% d'une communauté dans l'Aubonne). Plus surprenante est la communauté de Grange-Marnand sur la Basse Broye, qui malgré des eaux qualifiées de moyennes (ne respectent pas les objectifs écologiques légaux), 2.5% de la communauté est formée par 2 taxons rares ou en danger. Les espèces les plus fréquentes sont *Gomphonema tergestinum*, *Fragilaria capucina* var. *austriaca* et *Cymbella excisiformis*, des espèces encore relativement abondantes dans les rivières alcalines de l'arc alpin. D'autres comme *Fallacia helensis* et *Navicula catalanogermanica* sont plus typiques de rivières légèrement eutrophes mais de bonne qualité.

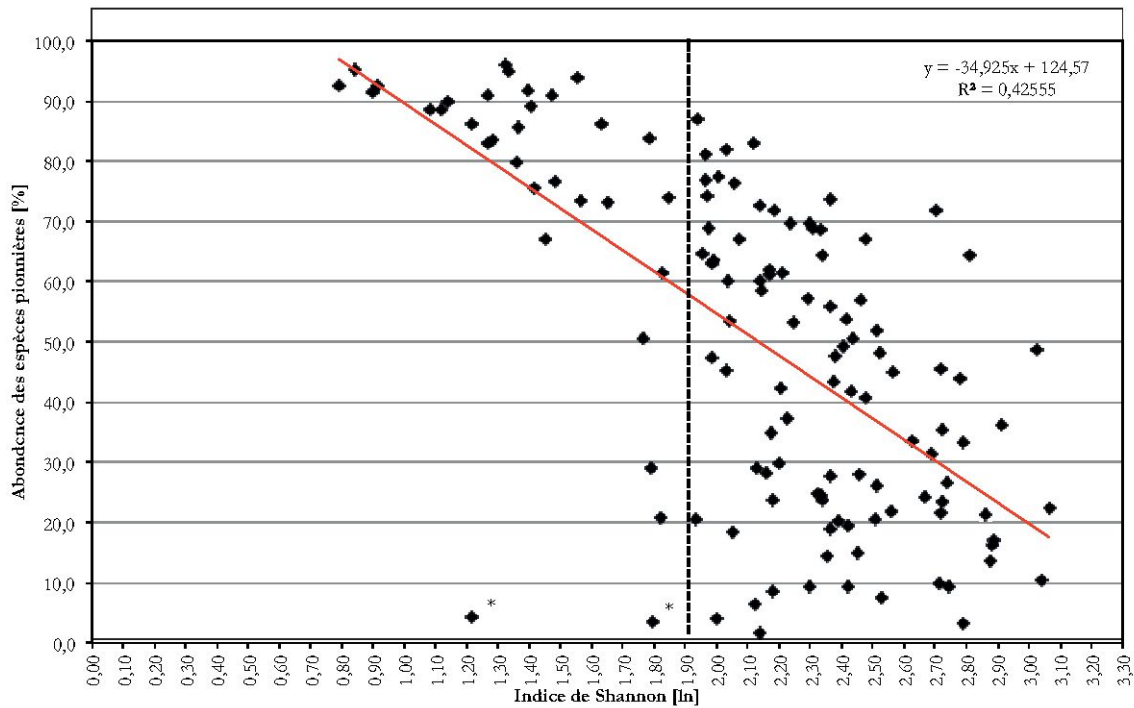


Figure 7.—Abondance relative des espèces pionnière (*Achnanthydium* spp. et *Amphora pediculus*) dans les communautés en fonction de l'indice de Shannon calculé en logarithmes naturels. La plupart des communautés spécialisées (indice  $\leq 1.90$ ) sont visiblement dominées par les espèces pionnières. Deux cas (\*) sortent manifestement de cette distribution. Il s'agit des communautés préalpines dominées par *Diatoma problematica*.

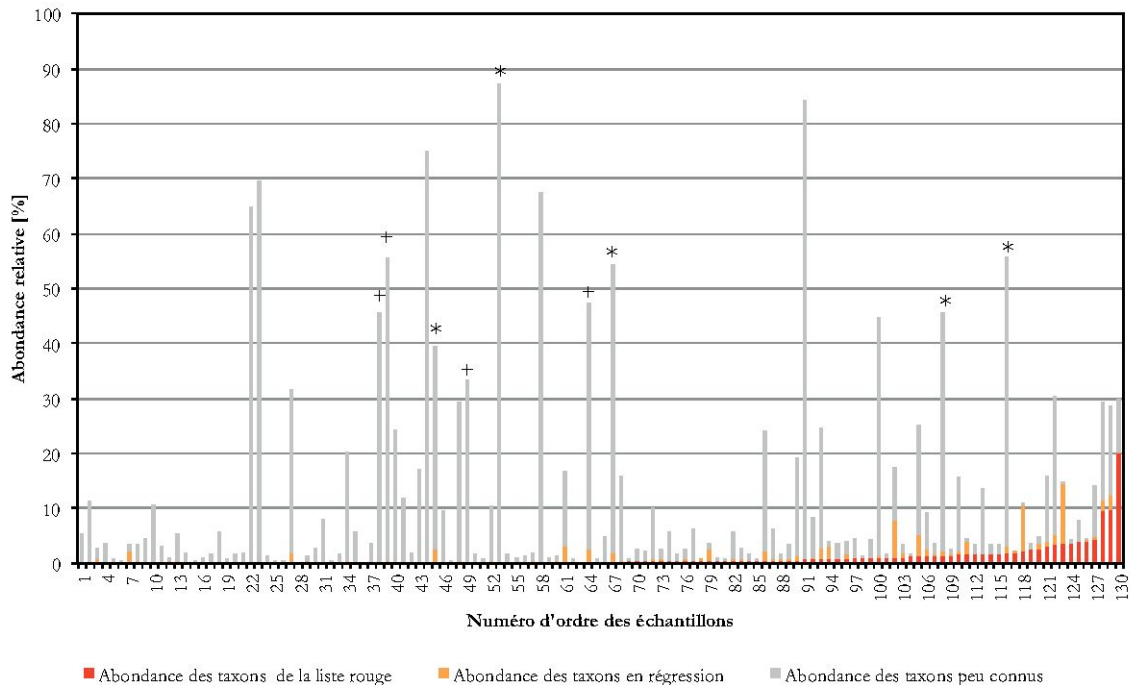


Figure 8.—Classement des communautés dans l'ordre croissant des parts formées par des taxons de la liste rouge. Certaines proportions sont formées par des taxons en régression. Parfois de grandes parts sont formées par des taxons peu connus dont on ne connaît pas le degré de raréfaction. Les deux premiers groupes de taxons représentent la part patrimoniale des peuplements. Le troisième groupe comprend certaines espèces qui ont peut-être aussi une valeur patrimoniale dont *Achnanthydium lineare* (\* dans des rivières préalpines, + dans le Boiron de Morges en mars ou août 2013).

Dans 96 échantillons sur 130 (73.8%), on trouve des espèces en régression (21 taxons) qui forment de 0.02 à 11% des communautés, mais seulement dans 4 d'entre elles leur part est  $\geq 3\%$ . Dans 3 communautés (Broye: amont Palézieux en été, Oron-La-Ville en hiver; Le Coruz, amont décharge au printemps) il s'agit d'une seule espèce: *Achnanthydium subatomus*. Par contre dans la Bressonne aux Cullayes, une part de 3.8% de la communauté est occupée par *A. subatomus*, *Adlafia bryophila*, *Psammothidium lauenburgianum* et *Diploneis separanda*. Il est intéressant de constater que ces 4 échantillons proviennent tous de l'amont de rivières du Jorat et du Gros-de-Vaud. Dans les 92 autres échantillons, parmi quelques autres espèces en régression, *Achnanthydium subatomus* est la plus fréquente et la plus abondante.

Tableau 1.—Abondances relatives des taxons de la liste rouge dans 13 échantillons, dont la part de ce groupe en danger forme plus du 2% des communautés. La qualité des eaux indiquées par ces communautés (indice DI-CH) est donnée par les couleurs: bleu = très bonne, vert = bonne, jaune = moyenne.

Rivière	Station	Date	% des taxons de la liste rouge	Taxons (%)
Aubonne	Allaman	01.03.13	20.0	<i>Gomphonema tergestinum</i> (19.8), <i>Achnanthes petersenii</i> (0.2)
Grande-Eau	Aigle	13.03.12	9.8	<i>Gomphonema tergestinum</i> (9.8)
Veveyse	Pt. Fégire	28.03.12	9.6	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> (2.8), <i>Gomphonema tergestinum</i> (6.4), <i>Gomphonema helveticum</i> (0.4)
Veveyse	Pt. Fégire	03.09.12	4.4	<i>Gomphonema tergestinum</i> (4.0), <i>Cymbella excisiformis</i> (0.4)
Asse	Moulin Velliet	09.02.09	4.0	<i>Fallacia helensis</i> (3.9), <i>Gomphonema tenue</i> (0.1)
Aubonne	Allaman	14.03.12	3.8	<i>Gomphonema tergestinum</i> (3.8)
Veyron	La Tine	04.03.10	3.6	<i>Navicula catalanogermanica</i> (3.6)
Broye	Am. Palézieux	06.07.11	3.6	<i>Gomphonema tergestinum</i> (3.6)
Gryonne	Meuthonnet	03.09.12	3.4	<i>Cymbella excisiformis</i> (1.9), <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> (1.5)
Torneresse	Etivaz	29.03.12	3.2	<i>Gomphonema tergestinum</i> (2.5), <i>Cymbella excisiformis</i> (0.7), <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>austriaca</i> (0.02)
Asse	Nyon	07.07.09	2.8	<i>Fallacia helensis</i> (2.7)
Broye	Granges-Marnand	18.02.11	2.5	<i>Navicula catalanogermanica</i> (2.0), <i>Gomphonema tergestinum</i> (0.5)
Broye	Oron-La-Ville	18.02.11	2.2	<i>Gomphonema tergestinum</i> (2.2)

Dans la plupart des stations on trouve des taxons dont on ne connaît pas encore le degré de raréfaction (52 taxons). Il s'agit soit d'espèce décrites au cours de ces 10 dernières années ou de taxons anciens qui avaient été confondus avec des taxons communs et réhabilités

récemment. Dans quinze communautés, ces taxons occupent plus du 30% des peuplements. Le plus abondant est *Achnanthydium atomoides* moyennement résistant. Une autre de ces espèces est *Achnanthydium lineare*, espèce pionnière de très bonne qualité d'eau. Elle forme des peuplements parfois très denses dans les rivières préalpines (signalés par \* dans la figure 8). En 2013 elle s'est développée en plaine dans le Boiron de Morges en remplacement d'*Achnanthydium atomoides*, ce qui indique une nette amélioration de la qualité des eaux de cette rivière agricole.

Enfin, dans beaucoup de communautés d'eau de bonne à très bonne qualité, nous trouvons plusieurs taxons décrits récemment à partir du groupe de *Gomphonema pumilum*. Nous les trouvons parfois en faibles abondances sur le Plateau ou au pied du Jura, mais dans certains peuplements des Préalpes elles peuvent constituer ensemble de 20 à 36% des communautés.

De ce fait, la valeur patrimoniale de certains peuplements est peut-être meilleure que l'image donnée uniquement par les espèces de la liste rouge actuelle et les espèces en régression, en particulier celles qui sont dominées par *A. lineare* et par ces espèces de *Gomphonema*.

### *Qualité des eaux*

#### *Définitions*

Par rapport aux multiples aspects de l'état des eaux, les méthodes indicielles utilisées donnent des indications sur deux aspects classiques: la charge saprobique et la charge trophique. Le niveau saprobique représente l'intensité de l'activité d'oxydation (chimique et microbienne) des matières qui sont en cours de dégradation dans l'eau. Cette intensité, tant qu'elle n'est pas limitée par un déficit en oxygène dissous, est proportionnelle aux taux de matières organiques et de molécules minérales réduites susceptibles d'être oxydées dans les conditions naturelles. Ces molécules oxydables sont présentes en petites quantités dans les eaux naturelles. Par contre dans les eaux usées leur concentration est très élevée. La charge trophique représente la somme des molécules engraisantes. Dans les eaux météoriques ou en haute montagne, cette charge est faible et les eaux sont dites oligotrophes. Les rivières influencées par l'agriculture s'enrichissent directement en minéraux engraisants. Par ailleurs, ces molécules se forment aussi par oxydation des charges saprobiques. Sous ces influences, les eaux deviennent eutrophes, voire polytrophes. Dans une moindre mesure, ces indices donnent une idée de la toxicité des eaux car certaines molécules organiques ou minérales (ammoniac, nitrites) sont toxiques et que les micropolluants sont en général associés aux pollutions urbaines et agricoles. Pour l'instant il n'existe pas avec les diatomées de méthode certifiée pour juger précisément de l'impact des pesticides ou des micropolluants.

#### *A l'échelle du canton*

Les proportions des classes de qualité des eaux, indiquées par l'indice DI-CH (HÜRLIMANN & NIEDERHAUSER 2007) selon le gradient du SMG de la Confédération, sont représentées sur la figure 9. Les eaux de très bonne et bonne qualité sont majoritaires. Ainsi à 83% des stations analysées, les eaux correspondent aux objectifs écologiques de la loi. Dans 22 cas plus ou moins ponctuels (17%) les eaux sont trop chargées, mais dans aucun cas des eaux qualifiées de mauvaises (SMG5) n'ont été trouvées.

Ces proportions sont proches de celles relevées sur le réseau national de 2011-2013 (137 échantillons, HÜRLIMANN & STRAUB 2014): dans cette série, seuls 11% des cas ne satisfont pas aux objectifs écologiques. Ces proportions correspondent aux résultats présentés dans les synthèses cantonales disponibles: en Turgovie (KOSTER & EHMANN 2007), dans le canton de Zürich (AWEL 2012) ou en Argovie (HÜRLIMANN 2010) pour le Plateau suisse. En Valais, (CORDONIER *et al.* 2003) la proportion d'eau de très bonne qualité, voire excellente, est plus élevée, car plusieurs études ont été réalisées à plus haute altitude. Par contre dans le canton de Genève (SECOE 2011), le prorata d'eau de moyenne, voire médiocre ou mauvaise est nettement plus élevé, car une bonne partie des études a été réalisée sur des cours d'eau dégradés en zones industrielles.

Il est cependant possible que ces résultats, tant pour le canton de Vaud, que sur le plan suisse, soient un peu optimistes. Les choix qui ont été fait pour déterminer les limites de classes de qualité du DI-CH, l'ont été pour chaque échantillon, sur la base du 75<sup>e</sup> centile des données chimiques et non pas des données au pire. De ce fait, il est possible que des valeurs de DI-CH > 3.0 représentent déjà la classe 2 du SMG et des valeurs > 4.0 la classe critique 3. Les eaux qui se situent ainsi à la limite de l'acceptable ont toujours posé des problèmes de diagnostic.

Les variations saisonnières de qualité d'eau sont représentées sur la figure 10 de l'amont à l'aval des rivières.

Dans plusieurs cas, la qualité des eaux est moins bonne en hiver qu'en été. Il s'agit de cours d'eau d'altitude (Préalpes), du Pied du Jura (Veyron et Nozon) ou de l'amont forestier de rivières du Plateau (Boiron, Broye, Mentue, Talent). Dans ces cas, on peut penser qu'en hiver l'essentiel des précipitations subsiste à l'état de neige sur les bassins versants. De ce fait la dilution des nutriments et matières organiques dans les cours d'eau serait moindre. A l'inverse, souvent en aval des rivières (Broye, Boiron, Morges, Asse) les eaux semblent de moindre qualité en été. A ces endroits en hiver, une bonne dilution serait due aux eaux de fonte, tandis qu'en été, en particulier à l'étiage, les nutriments et polluants seraient plus concentrés surtout pendant la période d'activité agricole. Dans un seul cas, La Broye, cette différence correspond aux régimes des tronçons donnés par l'ATLAS HYDROLOGIQUE SUISSE (planche pdf 5.2), qui passent d'un régime pluvio-supérieur en altitude, à un régime pluvial-jurassien ou pluvial-inférieur en aval. Pour les autres cours d'eau, la classification manque ou n'est que partielle. On peut seulement supposer, à partir de la répartition géographique des régimes, que certaines rivières comme le Nozon ou le Veyron, sont sous régime nivo-pluvial jurassien et de ce fait ont un comportement comparable aux rivières des Préalpes. Il est à noter en particulier que la plupart des nets dépassements des objectifs écologiques (DI-CH  $\geq$  4.5) ont lieu en été et en plaine. Ces considérations ne s'appliquent pas de manière générale. Il y a des exceptions locales, qui justifient de doubler les analyses au cours de l'année.

Si l'on compare les valeurs de DI-CH à celles de l'indice trophique selon SCHMEDTJE *et al.* 1998 (figure 11) on remarque que la progression est proportionnelle: une fonction linéaire explique 86% de la variance entre les deux grandeurs. La dispersion est plus marquée pour les eaux de très bonne qualité, que pour les eaux bonnes ou à la limite de l'acceptable. Du point de vue du diagnostic, on remarque que les valeurs situées dans la classe 2 du SMG (vert) selon le DI-CH représentent dans bien des cas des eaux de charge trophique eu.- à polytrophes, niveaux qui dépassent légèrement la limite maximale préconisée.

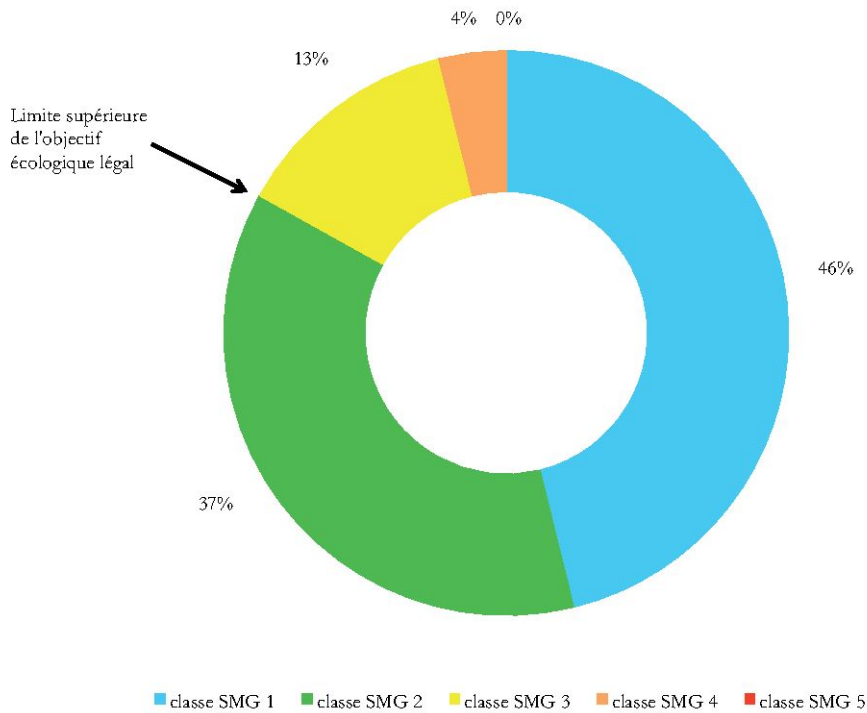


Figure 9.–proportions des classes de qualité d'eaux identifiées par l'indice DI-CH, selon le gradient du Système modulaire gradué (SMG) de la Confédération. SMG1 = eau très bonnes, SMG2 = eaux bonnes, SMG3 = eaux moyennes, SMG4 = eaux médiocres, SMG5 = eaux mauvaises. L'objectif écologique selon la loi suisse (OEaux 1998) est de ne pas dépasser la classe SMG2.

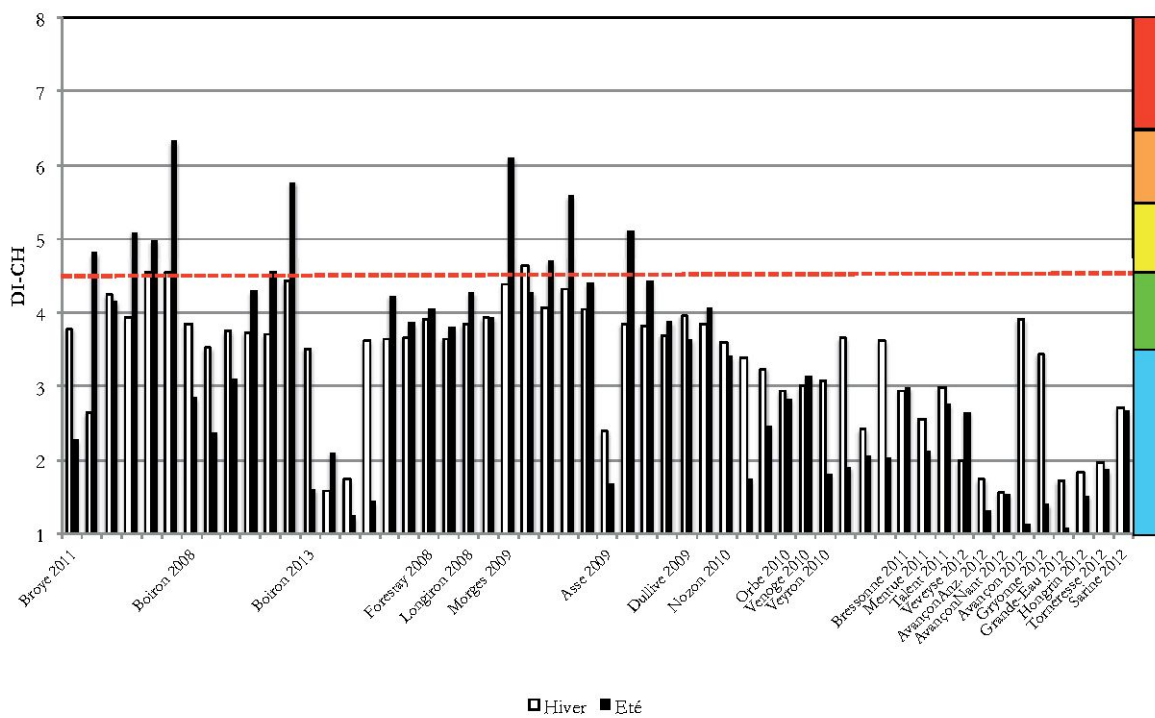


Figure 10.–Valeurs hivernales et estivales de DI-CH aux stations visitées 2 fois la même année. Valeurs réparties d'amont en aval de chaque cours d'eau, ainsi par exemple, les 5 histogrammes situés à droite de l'indication Broye 2011, concernent également cette rivière. Traitillé rouge: objectif écologique légal = valeur maximale de 4,5. A droite, couleurs standardisées des classes de qualité du SMG.

Ainsi, l'indice trophique serait plus sévère que l'indice DI-CH. L'estimation des charges saprobiques selon la méthode des espèces différentielles (LANGE-BERTALOT 1978, 1979a et b) est aussi plus sévère (tableau 2).

Tableau 2.–Présentation des qualités d'eau les pires trouvées dans le canton de Vaud (22 cas sur 130 échantillons). DI-CH: couleurs standards du SMG. Trophie: vert olive = eu.- à polytrophie, jaune = polytrophie. Saprobie: indications des classes de qualité saprobiques selon LIEBMANN 1958, I = oligosaprobie, bleu, II =  $\beta$ -mésosaprobie, vert ou jaune, II-III = classe intermédiaire critique, orange, III =  $\alpha$ -mésosaprobie, rouge, IV = polysaprobie, rouge.

Rivière	Station	Date	DI-CH	Trophie	Saprobie
Le Boiron	Am. STEP Lully	09.07.2008	4.57	2.42	II-III
	Tolochenaz	09.07.2008	5.78	2.73	II-III
	Tolochenaz	06.03.2012	4.72	2.57	II-III
La Morges	Moulin Cottens*	07.07.2009	6.11	2.68	(II)-III
	Clarmont amont	09.02.2009	4.64	2.33	II-(III)
	Vaux amont*	07.07.2009	4.71	2.58	II-III
	Vufflens	07.07.2009	5.58	3.01	(II)-III
L'Asse	Moulin Velliet*	07.07.2009	5.12	2.31	II-III
La Broye	Oron-la-Ville	06.07.2011	4.81	2.49	II-(III)
	Am. Lucens	06.07.2011	5.10	2.67	II-III
	Granges-Marnand*	18.02.2011	4.56	2.56	II-III
	Granges-Marnand*	06.07.2011	4.98	2.46	II-(III)
	Am. Payerne*	18.02.2011	4.55	2.44	II-III
	Am. Payerne*	06.07.2011	6.32	2.97	III-IV
Le Talent	Domdidier	08.03.2012	4.51	2.35	II-III
	Chavornay	11.03.2011	4.88	2.57	II-III
	Chavornay	08.03.2012	5.70	2.88	II-III
	Chavornay	12.03.2012	5.00	2.64	II-III
Chavornay	05.03.2013	4.68	2.55	II-III	
Le Coruz	Av. STEP Poliez*	13.05.2005	4.81	2.45	II-III
La Mentue	La Mauguettaz	08.03.2012	4.61	2.58	II-III
La Venoge	Les Bois*	06.03.2012	4.98	2.51	II-III

La répartition de la qualité des eaux sur le territoire cantonal est illustrée sur les cartes des figures 12 et 16. Les eaux de très bonne et bonne qualité ont essentiellement été trouvées dans les Préalpes et au pied du Jura, mais aussi parfois en amont des rivières du Gros-de-Vaud, du Jorat, du Lavaux ou de la Côte. Tous les cas à la limite de l'acceptable proviennent de stations situées sur le Plateau, dans des environnements agricoles ou urbains souvent en aval des cours d'eau, parfois plus ponctuellement dans des stations amont en fonction de la densité de population. Les 22 échantillons où les objectifs écologiques légaux ne sont par atteints sont répertoriés par rivière dans le tableau 2.

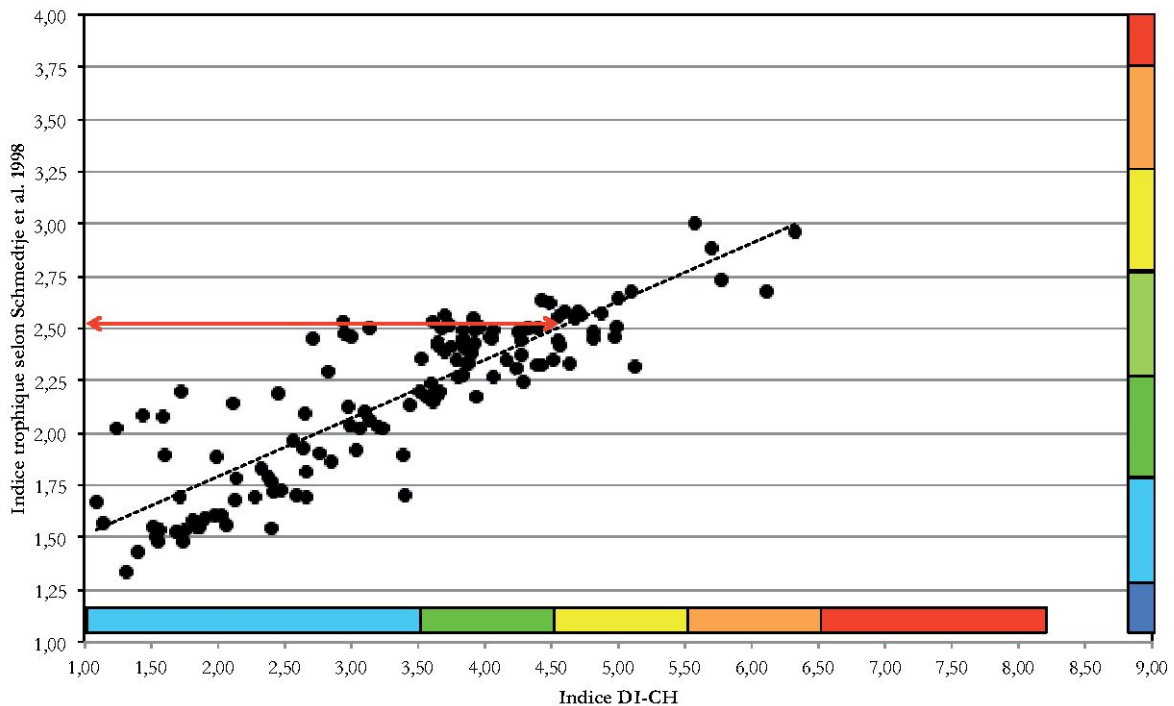


Figure 11.—Distribution des valeurs de l'indice DI-CH en fonction des valeurs de l'indice trophique selon SCHMEDITJE *et al.* 1998 trouvées pour chacun des 130 échantillons. Flèche rouge: domaine des eaux qui correspondent aux objectifs écologiques légaux. DI-CH: couleurs standard des classes de qualités des eaux de très bonnes (bleu) à mauvaises (rouge). Indice trophique: bleu foncé = oligotrophie, bleu clair = mésotrophie, vert clair = eutrophie, vert olive = eu.- à polytrophie, jaune = polytrophie, orange = poly.- à hypertrophie, rouge = hypertrophie.

Neuf de ces cas ont été observées dans 7 stations (marquées d'un \*) situées directement en aval ou à moins d'un km d'un effluent de STEP: dans ces cas, il paraît normal que l'impact des eaux d'épuration soit marqué. Aux stations situées à moins de 3 km de STEP comme à Tolochenaz sur le Boiron (STEP de Lully-Lussy, 2000 équ. hab.), Vufflens sur la Morges (STEP de Reverolle, 725 équ. hab.) mais surtout à Domdidier sur la Broye (STEP de Payerne, 12500 équ. hab.), cela ne paraît pas étonnant. Par contre, à certains endroits comme à Chavornay sur le Talent pourtant situé à plus de 6 km de la STEP de Goumoens-le-Jux (150 équ. hab.) ou à la Mauguettaz sur la Mentue, située à plus de 5 km de la STEP de Donneloye (538 équ. hab.), il est préoccupant que les eaux soit de qualité si moyenne voir médiocre en aval de petites installations de traitement. Ces cas sont d'autant plus étonnants, que ces stations ne sont pas tributaires de bassins versant fortement urbanisés. Ces situations sont peut être particulièrement dépendantes des impacts agricoles.

### *Cas particuliers*

#### *Le Coruz: impacts d'une ancienne décharge et d'une STEP*

En amont de Poliez, le cours du Coruz est enfoui par le comblement de l'ancienne décharge de la Mollie (répertoriée actuellement comme site pollué). Ce dépôt d'ordures diverses est susceptible de libérer des polluants dans la rivière. L'étude qui a été réalisée (STRAUB 2005) avait comme objectif de juger de l'impact de cette pollution (quantitativement et

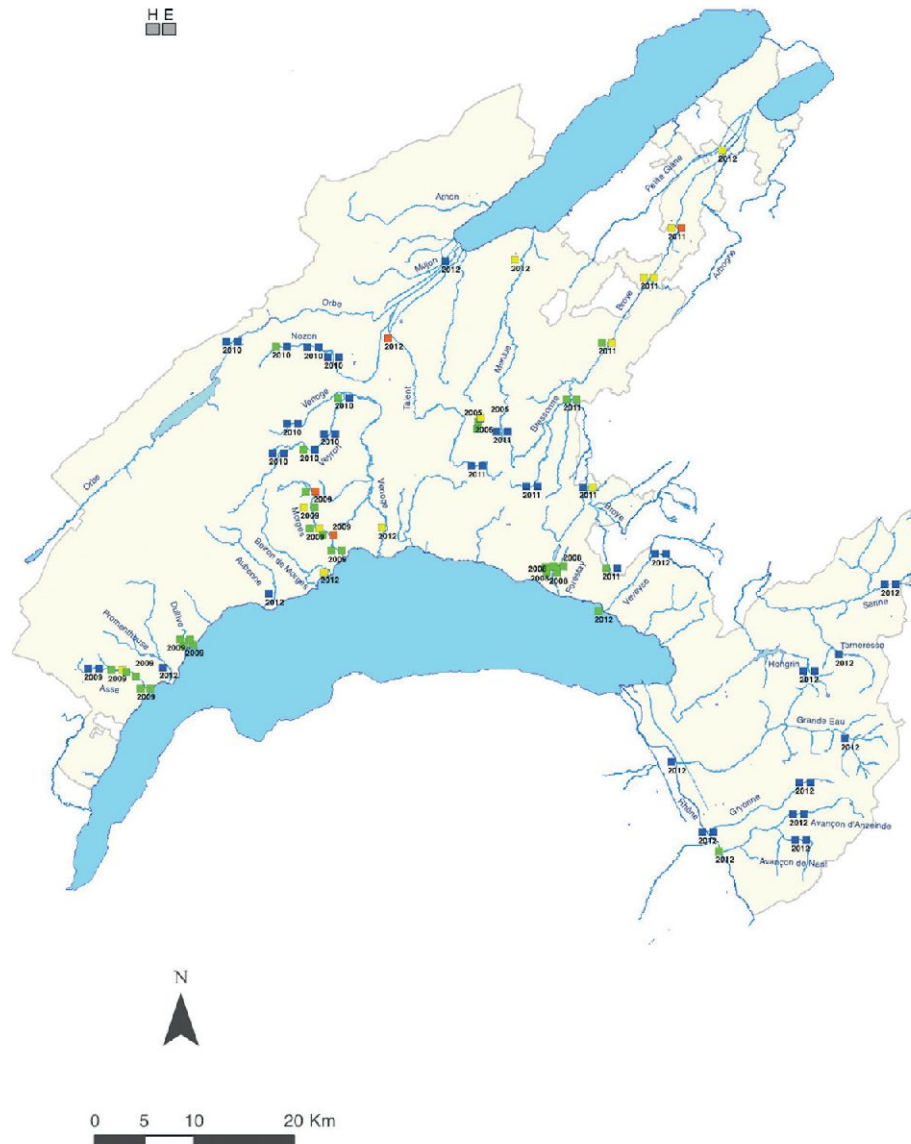


Figure 12.–Classes de qualité des eaux selon les valeurs de DI-CH sur le réseau hydrographique cantonal. Pour le Boiron de Morges se référer à la figure 16. Les dates sont celles des prélèvements. H = hiver, E = été. Bleu = très bonnes, vert = bonnes, jaune = moyennes, orange = médiocres. Source cartographique: Office fédéral de topographie» (art. 30 OGéo).

qualitativement), en la comparant à celle produite par la STEP de Poliez située à 1 km en aval de la décharge. L'idée de comparer les deux types d'impacts provient du fait que les effets des émissions des STEP sur les rivières sont bien connus, par contre ceux des décharges le sont moins. L'objectif était aussi de documenter ce type de pollution, pour savoir s'il était opportun d'assainir l'ancienne décharge.

Pour l'étude, 4 prélèvements ont été réalisés le long du cours d'eau le 13 mai 2005, chaque fois avant et après l'objet à évaluer, aux stations décrites dans le tableau 3.

Aux deux stations situées à l'aval des objets (Cz2 et Cz4), les nuisances suivantes, absentes aux autres stations ont été observées: excès de vase organique, présence de

Tableau 3.–Caractérisation des stations du Coruz.

Code de station	Lieu	Précision	Environnement	Vitesse de l'eau
Cz1	Amont décharge	50 m en amont de la canalisation	Non arborisé	0.21 m/s
Cz2	Aval décharge	A la sortie du voutège	Arborisé	0.48 m/s
Cz3	Amont STEP	50 m en amont de l'effluent	Arborisé	0.48 m/s
Cz4	Aval STEP	20 m en aval de l'effluent	Arborisé	0.42 m/s

colonies de microorganismes hétérotrophes (bactéries, protozoaires et moisissures), odeurs désagréables. La différence entre les deux stations (qui différencie le type d'impact) est particulièrement le type d'odeur. A l'aval de la STEP, les effluves caractéristiques de ce type d'installation sont perceptibles. Elles sont dominées par les odeurs d'ammoniac et des stéroïdes provenant des déjections. Par contre, à l'aval de la décharge, ce sont des odeurs de fermentation qui dominent, avec une nette touche d'acide acétique. Lorsqu'on entre dans le voutège, au fond à 50 m, cette odeur acétique est plus forte.

Les variations de qualité des eaux exprimées par l'indice DI-CH sont présentées sur la figure 13. Les deux objets se marquent par une dégradation de la qualité des eaux, qui sous leur impact ne respectent plus les objectifs écologiques légaux. Selon les valeurs, les impacts sont du même ordre de grandeur. Les indications de l'indice trophique sont proportionnelles. Les évaluations des niveaux saprobiques le sont également:  $\beta$ -mésosaprobés (classe II) en amont des objets et  $\beta$  à  $\alpha$ -mésosaprobés (classe critique II-III) en aval de ceux-ci. Ces indications purement chiffrées ne permettent pas de distinguer les types d'impacts. Elles permettent de montrer où et à quel degré la rivière réagit. En particulier, les valeurs montrent que le long du tronçon d'à peine 500 m entre Cz2 et Cz3, le milieu est capable de restaurer la qualité des eaux. Pour distinguer les types d'impacts, une étude plus approfondie est nécessaire, comme le montre la composition des peuplements par groupes de résistance saprobique (figure 14). En amont des objets polluants, les communautés sont constituées en fortes proportions par des taxons très sensibles et sensibles typiques des eaux  $\beta$ -mésosaprobés: les compositions ont tendance à se ressembler. Par contre, en aval des objets, les compositions sont visiblement différentes. A l'aval de la STEP, la forte présence de diatomées très résistantes est typique. Les taxons de ce groupe supportent la toxicité de l'ammoniac, des nitrites et des molécules organiques à haut poids moléculaire (cellulose, mucopolysaccharides, graisses), qui troublent et colorent les eaux des égouts ou de façon résiduelle celles de émissaires des installations de traitement. Il s'agit ici principalement d'*Achnanthydium saprophilum* et de *Mayamaea atomus* var. *permitis*, mais d'autres espèces typiques de ces situations sont aussi présentes: *Eolimna minima*, *Fistulifera saprophila*, *Gomphonema parvulum* var. *saprophilum* et *Mayamaea atomus*.

À l'aval de la décharge par contre, c'est le groupe des espèces tolérantes qui domine, avec en particulier 38.3% de l'espèce *Navicula gregaria*. Cette espèce pourtant autotrophe, a comme particularité de vivre en hétérotrophie facultative lorsqu'elle en trouve l'opportunité, en particulier en assimilant de petites molécules organiques comme des sucres simples,

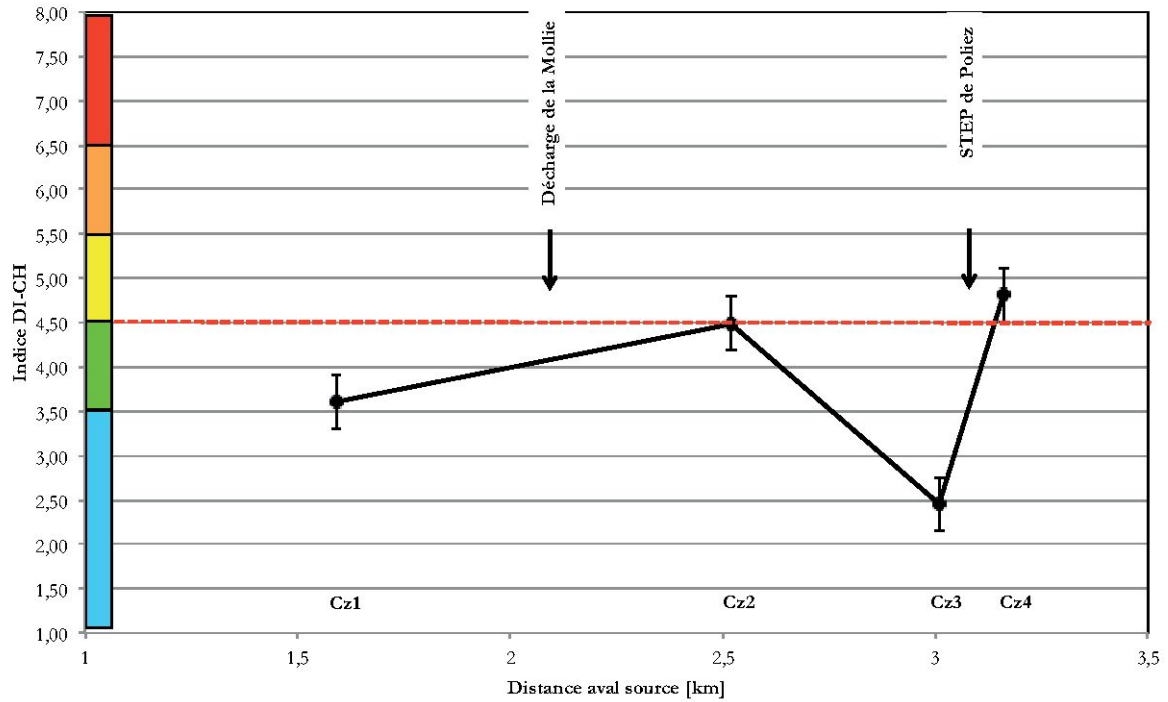


Figure 13.–Valeurs de l'indice DI-CH de qualité d'eau en amont et en aval des émissions polluantes dans le Coruz. A gauche, couleurs standardisées des classes de qualité d'eaux du SMG. Tireté: objectif écologique légal.

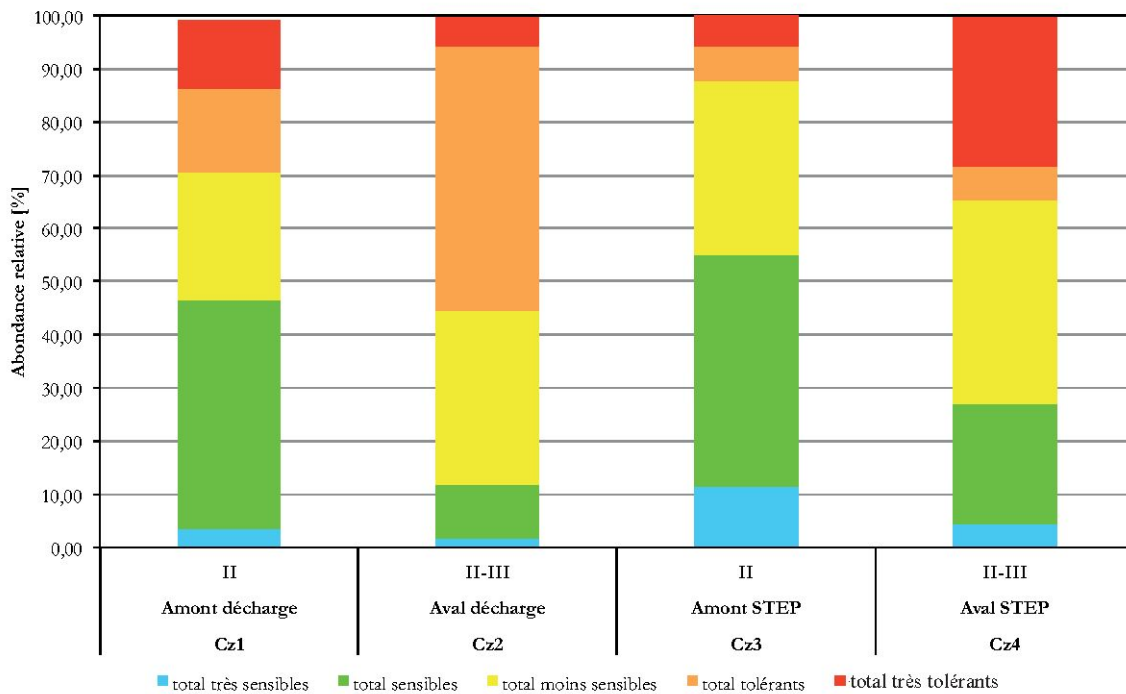


Figure 14.–Composition des peuplements du Coruz par groupes de tolérance saprobique selon la méthode de LANGE-BERTALOT (1979a et b). Chiffres romains: classes saprobiques selon LIEBMANN 1958, I = oligosaprobie, II =  $\beta$ -mésosaprobie, II-III =  $\beta$  à  $\alpha$ -mésosaprobie, classe critique, III =  $\alpha$ -mésosaprobie, IV = polysaprobie.

des acides aminés ou les ions formate, pyruvate, citrate et tout particulièrement l'acétate (ADMIRAAL *et al.* 1987, CHOLNOKY 1968, HELLEBUST & LEWIN 1977). Cette indication correspond à l'odeur d'acide acétique qui avait été perçue sur le terrain. Cette molécule indique aussi, que les matières organiques indésirables sont dans un état d'oxydation avancé, contrairement à celles qui sont émises par l'effluent de la STEP. Cela montre aussi, qu'à l'intérieur de la décharge, les déchets se décomposent et ne migrent pas à l'état brut vers la rivière. On comprend ainsi pour quelle raison l'autoépuration entre les stations Cz2 et Cz3 est si active: l'acétate mis en présence d'oxygène est oxydée très rapidement par plusieurs espèces de bactéries.

Cet exemple montre, que les valeurs absolues des indices (dans notre cas équivalentes dans les deux situations), cachent en fait des réalités un peu différentes au point de vue qualitatif. Notre conclusion était que l'ancienne décharge polluait moins que la STEP et qu'un assainissement du site n'était pas obligatoire, voire pourrait causer des nuisances supplémentaires. Il est à préciser, que la STEP a un fonctionnement correct, mais que son impact est marqué, par le fait que le débit de la rivière est faible (moitié d'eau provenant de l'amont et moitié d'eau d'épuration).

#### *La Broye: variations saisonnières des impacts*

La Broye est prise comme exemple d'une rivière dont les peuplements varient de façon caractéristique au cours de l'année. En hiver, les peuplements sont bien développés, entre 1.2 et 10 millions de cellules par cm<sup>2</sup>. En été par contre, leur densité est 5 à 10 fois moindre. La différence s'atténue vers l'aval et disparaît à amont Payerne (figure 15). Dans le cours aval, la qualité des eaux est en moyenne meilleure en hiver. En été, dans la plupart des stations, la qualité des eaux est moindre et ne respecte plus les objectifs écologiques légaux. Aux deux saisons, on mesure une augmentation moyenne de charge d'amont en aval, mais la progression est plus marquée en été. Ces différences saisonnières sont caractéristiques du cours aval des rivières de plaine: en hiver grâce à l'apport d'eau de fonte les eaux semblent plus diluées que pendant l'étiage d'été. Par contre, en amont à Palézieux, les communautés indiquent que les charges sont plus élevées en hiver qu'en été, comme dans les rivières des Préalpes et au Pied du Jura. A cet endroit forestier (et probablement aussi en amont), on peut penser que les apports d'eau sont réduits à cause de la persistance des précipitations sous forme de neige sur le bassin versant. De ce fait les polluants y seraient plus concentrés à cette saison.

La réduction estivale de la densité des peuplements est partiellement corrélée à l'activité mécanique de l'eau (vitesse) et pourrait avoir été causée par la crue de juin 2011. Cependant, cette réduction est aussi corrélée en moyenne avec la dégradation de la qualité des eaux. Il est encore possible que cette réduction soit également liée à une augmentation estivale de la toxicité des eaux (pesticides, moindre oxydation des molécules réduites).

La différence de qualité des eaux se marque aussi sur les peuplements d'algues filamenteuses. En hiver, de forts peuplements d'*Hydrurus foetidus* (algue jaune dorée) ont été observés. Cette algue est caractéristique de légères eutrophies. Par contre en été, cette espèce a tendance à être remplacée par des taxons plus tolérants comme *Vaucheria* sp. (algue jaune) et *Cladophora rivularis* (algue verte).

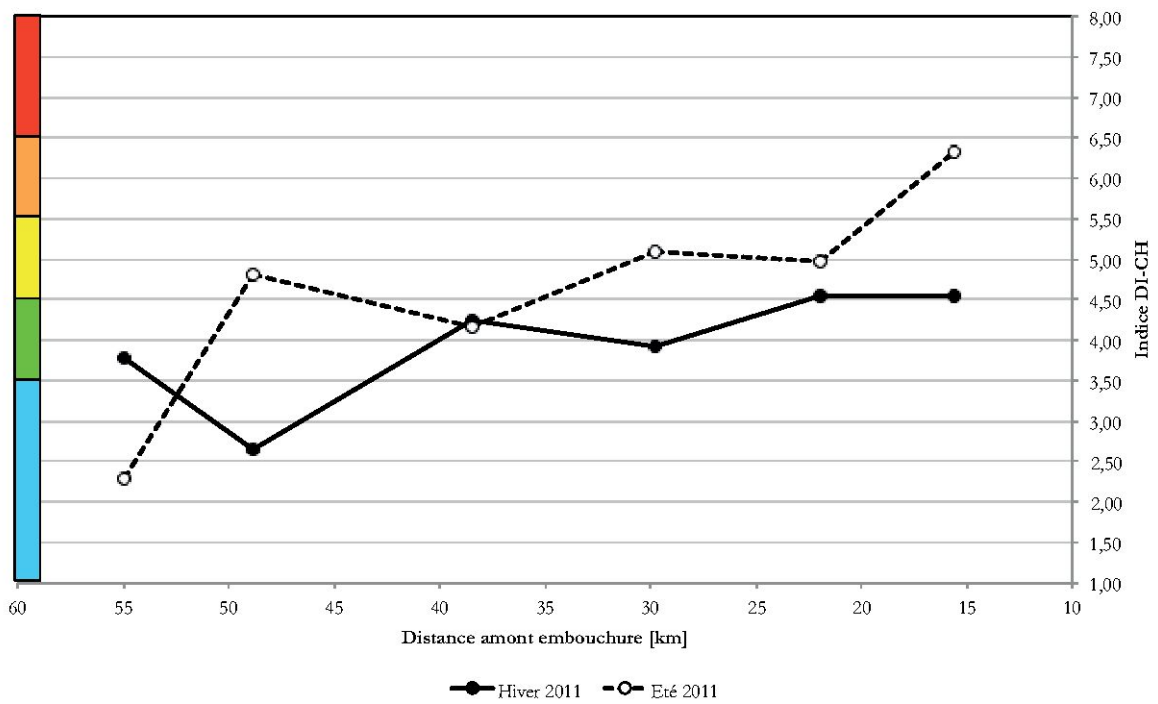
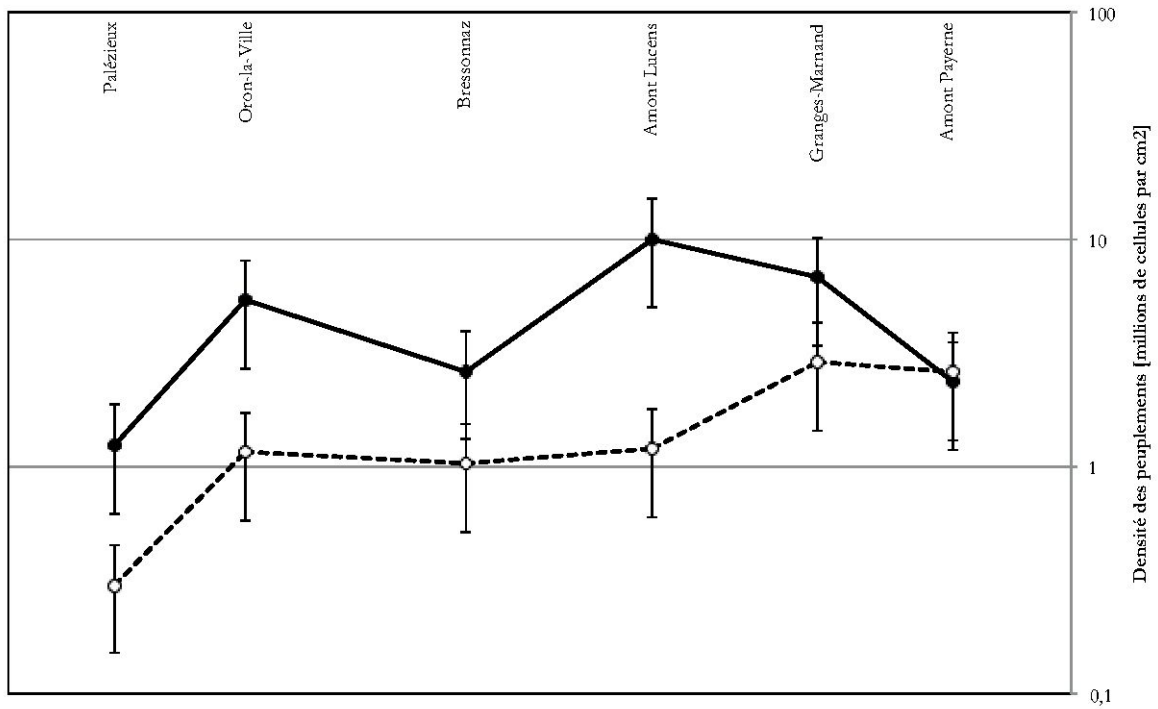


Figure 15.—Variations des densités des peuplements (en haut) et des valeurs de DI-CH (en bas) d’amont en aval de la Broye en 2011.

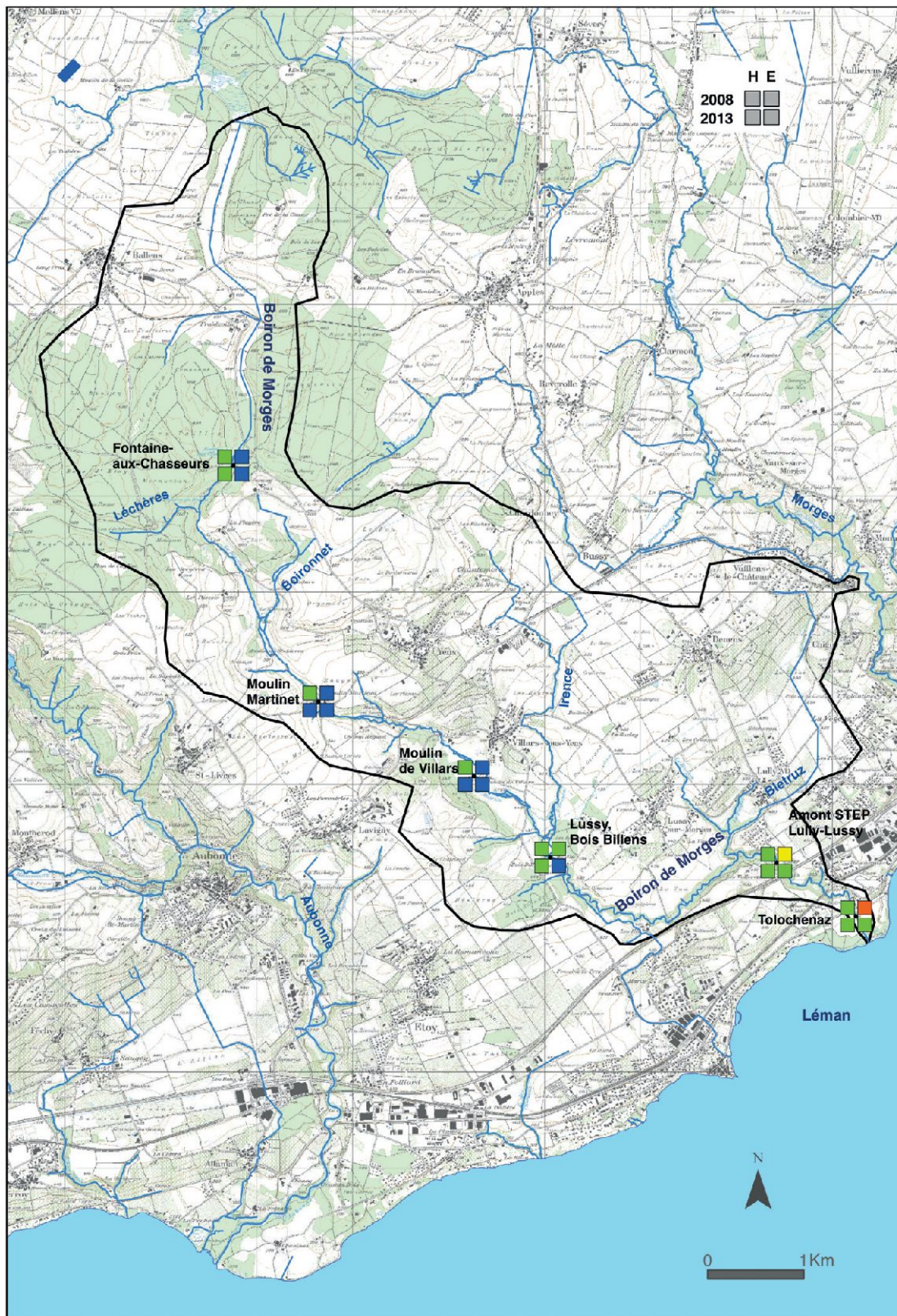


Figure 16.–Classes de qualité des eaux du Boiron de Morges, indiquées par les valeurs de DI-CH. H = hiver, E = été. Bleu = très bonnes, vert = bonnes, jaune = moyennes, orange = médiocres. Source cartographique: Office fédéral de topographie» (art. 30 OGéo).

*Le Boiron de Morges: des impacts multiples et variables à moyen terme*

Dans la série d'études rassemblées ici, le Boiron de Morges est la seule rivière complète qui a été visitée deux fois. Depuis 2003 un programme de réduction des émissions de pesticides a été mis en place sur le bassin versant du Boiron, en collaboration avec la Confédération et avec l'engagement volontaire d'une grande partie des exploitants. Mesurés depuis 1998, les taux moyens de pesticides ont diminué régulièrement jusqu'en 2008, mais ont augmenté à nouveau du simple au double entre 2009 et 2012, surtout en aval du cours d'eau. En 2013 des taux minimaux ont été mesurés (LA LETTRE DU BOIRON 2008, 2013). En 2008, une étude des diatomées a été programmée avec des prélèvements réalisés avant la période de traitements et à la fin des applications principales. En 2013, une nouvelle étude a été réalisée de la même manière. Le but de ces études était de distinguer éventuellement l'impact des pesticides par rapport aux nuisances causées par les polluants classiques et de mettre en évidence les variations de qualité des eaux. Or c'est pendant les deux années d'étude, que les taux mesurés de pesticides ont été les moins élevés. Pour ces études, les méthodes qualitatives habituelles ont été utilisées et un accent particulier a été mis sur des aspects quantitatifs des communautés, qui pourraient révéler l'impact des pesticides (diminution de densité, taux de fragmentation, taux de formes tératologiques, taux de diatomées de la guilda des plus sensibles).

Les classes de qualité des eaux selon l'indice DI-CH pour les deux années d'étude, en hiver et en été, sont représentées sur la carte de la figure 16. Il ressort essentiellement de ce document, l'amélioration presque généralisée de la qualité, même en aval. En 2013 les objectifs légaux de qualité semblent atteints. Les différences saisonnières se marquent également et permettent de distinguer deux tronçons de la rivière, dont les régimes sont différents. En amont en hiver, jusqu'à Bois-Billens, la qualité a tendance à être moins bonne qu'en été, comme dans les rivières à régime nival. Par contre en aval, c'est le contraire comme dans les rivières de plaine.

Les variations de qualité d'eau d'amont en aval, indiquées par l'indice DI-CH, sont reprises en fonction de la distance entre stations sur la figure 17. En hiver 2008, les eaux étaient de bonne qualité et stables sur la majeure partie du cours, avec une légère dégradation tout en aval à Tolochenaz. Par contre en été, les eaux étaient de meilleures qualités en amont et bien plus dégradées en aval, où elles ne correspondaient plus aux objectifs écologiques légaux. La dégradation se marquait depuis Bois-Billens. En 2013, les différences saisonnières sont moins régulières, mais en moyenne on retrouve l'amélioration constatée ci-dessus. En particulier à Bois-Billens, l'eau semble de nettement meilleure qualité en été. Dans les deux stations aval l'amélioration est progressive entre 2012 et 2013, mais n'est pas aussi marquée que plus haut. Cette bonification de la qualité en amont du cours d'eau est en particulier indiquée par le remplacement partiel des peuplements pionniers d'*Achanthidium atomoides* par *A. lineare*, nettement plus sensible. En 2013, les objectifs écologiques légaux semblaient atteints sur tous le cours tant en hiver qu'en été.

Cette amélioration est aussi enregistrée par les variations des indices trophique et saprobique, mais de manière moins prononcée, si bien que selon ces indications, il se pourrait bien que les charges restent parfois critiques depuis Bois-Billens. L'abaissement des valeurs de DI-CH est globalement corrélé avec l'abaissement des taux d'orthophosphates et de potassium, mais dans une moindre mesure des taux de nitrates. L'augmentation moyenne d'amont en aval de l'indice DI-CH est également corrélée avec ces paramètres trophiques.

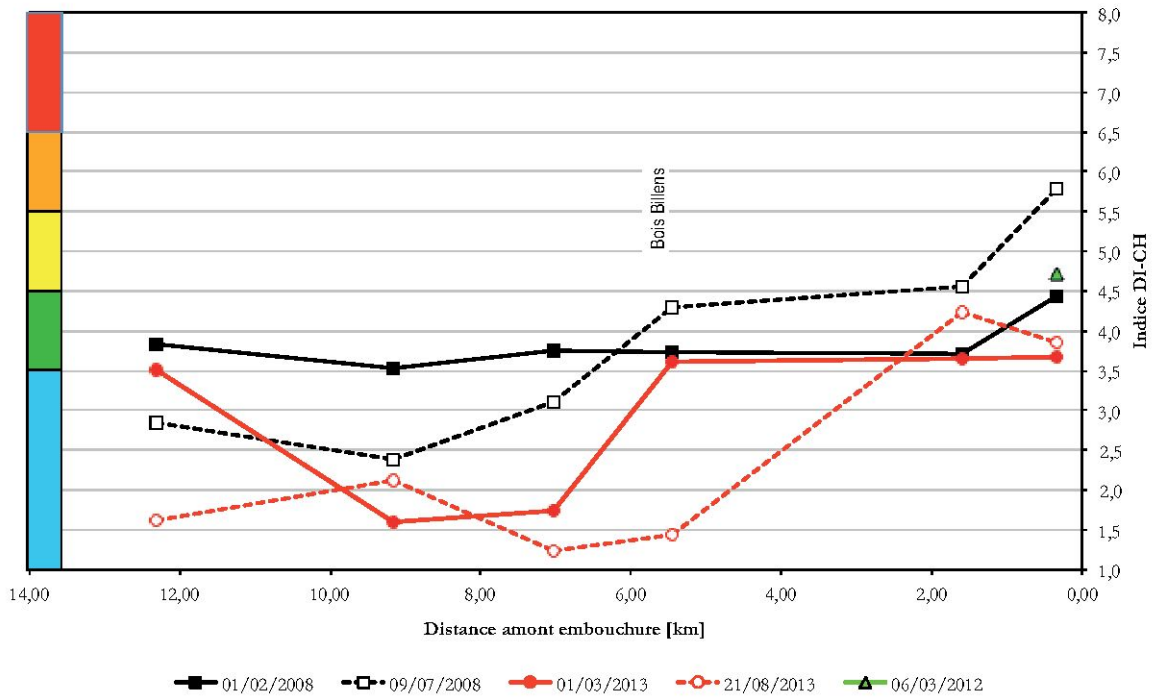


Figure 17.–Variations de l'indice DI-CH de qualité des eaux d'amont en aval du Boiron de Morges en 2008 et 2013, avec une valeur complémentaire de 2012 tout en aval (programme NAWA).

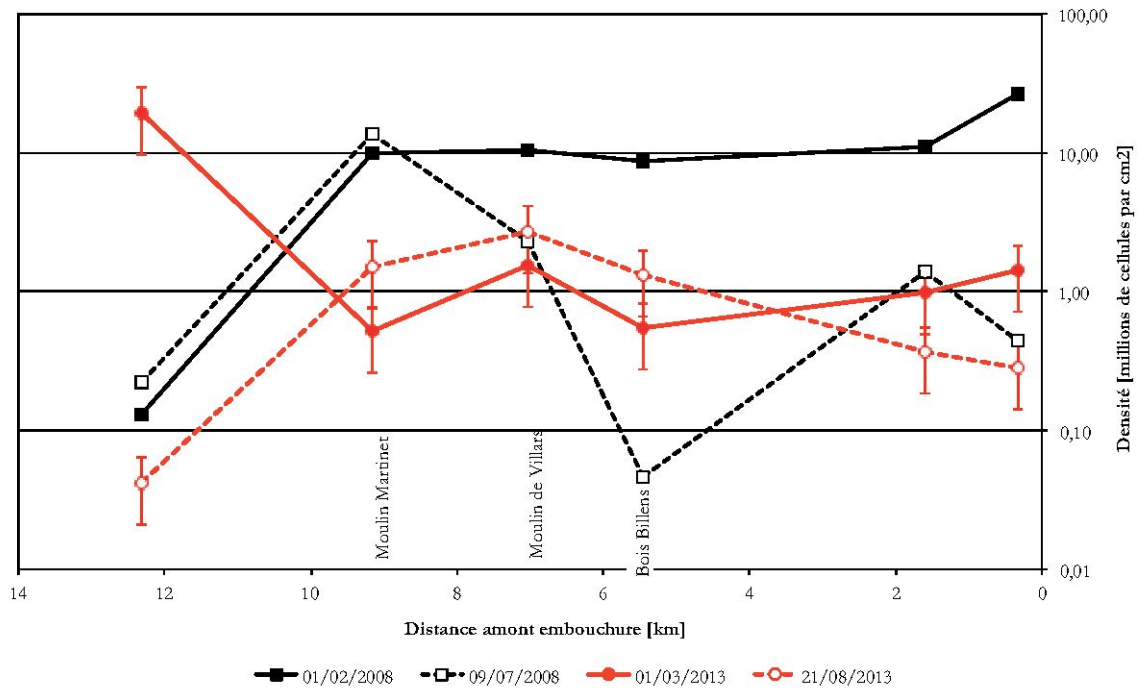


Figure 18.–Variations des densités des peuplements d'amont en aval du Boiron. L'échelle des densités est logarithmique!

Les variations de niveaux saprobiques sur l'ensemble de la rivière correspondent bien avec les mesures de phosphore oxydable. A Tolochenaz l'amélioration est bien corrélée avec la diminution des taux d'ammonium (autre descripteur saprobique). Par contre sur l'ensemble de la rivière, les diminutions soit au cours du temps, soit d'amont en aval sont inverses aux taux mesurés de carbone organique dissous (COD). Ces quelques remarques montrent que les paramètres trophiques ont plus de poids que les paramètres saprobiques dans l'étalonnage de l'indice DI-CH. Le carbone organique dissous (comme paramètre saprobique) ne semble pas influencer sur les valeurs de DI-CH ou de l'indice saprobique.

Les variations de densité en 2013 sont distribuées d'amont en aval sur la figure 18 en regard des valeurs relevées en 2008 (en noir). En 2008, en hiver, à part tout en amont en zone forestière, la densité de diatomées était très élevée et presque constante sur l'ensemble du cours. Par contre en été, 10 à 100 fois moins de diatomées ont été trouvées (cette pauvreté avait été constatée en cours de prélèvements). A l'époque, nous avons émis l'hypothèse que cette réduction estivale pouvait être liée aux pesticides. Par contre en 2013, les différences de densités mesurées en hiver et en été, ne sont pas statistiquement significatives (à part en amont en zone forestière et à peine tout en aval). Ces variations de densité sont fortement corrélées aux taux de fragmentation des squelettes de diatomées. Cela montre que les faibles densités ne sont pas liées à des défauts de croissance, mais à des impacts létaux. Or les taux de pesticides en 2008 et 2013 sont du même ordre de grandeur. Avec le recul, et en fonction des conclusions émises au chapitre 3, nous pouvons penser que ces réductions sont essentiellement liées à l'activité hydrologique. En 2008 la cause est peut être la crue qui a affectés toutes les rivières de la Côte en juin. En 2013, la densité plus faible (corrélée à une diminution presque générale de la biomasse d'invertébrés benthique) est peut être aussi liée à des débits plus élevés ou à des perturbations qui pourraient être liées à des réactivations de glissements de terrains.

En amont, en zone forestière, les faibles densités avaient été liées au faible ensoleillement. Or en hiver 2013, une communauté pléthorique a été mise en évidence. A cette station, où la profondeur de l'eau est très faible, on peut penser que les diatomées forment des mosaïques plus ou moins denses en fonction des trouées de la canopée et que les prélèvements n'ont pas été réalisés exactement sur les mêmes pierres.

Les autres indications (taux de formes tératologiques, taux de formes particulièrement sensibles) qui pourraient théoriquement révéler l'action des pesticides, varient dans des proportions semblables aux autres rivières du canton et ici sont surtout limitées par les fortes proportions des espèces pionnières (témoins également de perturbations hydrologiques). Avec ces observations nous rejoignons les avis de RIMET *et al.* (2004) et de MARCEL *et al.* (2013): les indicateurs de pesticides mis en évidence en rivières artificielles contrôlées, ne peuvent que difficilement être relevés en conditions naturelles, tant les pressions hydrologiques que trophiques ou saprobiques, déterminent prioritairement le développement des communautés de diatomées.

## BILAN ET CONCLUSION

Dans l'ensemble, malgré quelques perturbations locales, l'état des peuplements de diatomées permet d'appliquer les méthodes indiciaires et de poser des diagnostics de qualité des eaux.

La qualité des eaux varie selon les régions du canton. Les très bonnes et bonnes qualités ont été relevées dans les Préalpes, au pied du Jura, dans le Jorat et en amont de la plupart des rivières de la Côte. Des eaux dégradées ont été trouvées en plaine, à l'aval des cours d'eau. Les proportions d'eaux de bonne qualité par rapport à celles qui ne respectent pas les objectifs écologiques légaux, sont du même ordre de grandeur que sur le reste du territoire helvétique.

Dans le tableau 4, nous avons relevé un certain nombre de stations dans lesquelles les communautés présentent des caractéristiques extrêmes, et pour lesquelles des corrélations entre les différentes métriques permettent de mieux comprendre comment les peuplements réagissent aux différents impacts.

Des peuplements extrêmement réduits ( $< 0.1$  million de cellules par  $\text{cm}^2$ ) ont été trouvés dans 9 stations, dont 4 sur des rivières à régime torrentiel des Préalpes (Veveyse et Avançon). Dans la plupart des cas, lorsque la vitesse de l'eau est inférieure à 1 m/s, les densités réduites sont corrélées avec de forts taux de fragmentation des squelettes de diatomées. Dans deux cas, à Bex (Avançon) et à Cuarnens (Venoge), le taux de fragments est faible car lorsque la vitesse de l'eau est supérieure à 1 m/s, ceux-ci sont entraînés par le courant. Il est à relever aussi que dans ces deux cas seulement, la biodiversité est nettement plus faible que dans la moyenne suisse. Cette corrélation permet de dire que l'activité mécanique de l'eau détermine principalement les variations de densité des peuplements (conformément à l'avis de BOULÉTREAU 2007). L'agressivité du courant est liée soit à l'agitation naturelle, soit aux restitutions hydroélectriques. Dans les deux cas, la charge de particules fines (turbidité) exerce en plus une pression d'abrasion. Si en haute montagne la corrélation est assez évidente au vu des perturbations permanentes, en plaine les faibles densités sont ponctuelles et révèlent des événements hydrologiques locaux (que nous n'avons pas réussi à identifier), qui ont sans doute été actifs pendant les mois précédant les prélèvements. Ces faibles densités ne sont pas liées aux qualités trophique ou saprobique des eaux. Ces peuplements, malgré la pression hydrologique, peuvent abriter une part de flore patrimoniale (de la liste rouge ou en régression). Mais comme nous avons pu l'observer, c'est dans les Préalpes dans des eaux de très bonne qualité, que ces flores sont le mieux préservées.

A l'opposé, dans 11 stations des peuplements extrêmement denses ( $> 11$  millions de cellules par  $\text{cm}^2$ ) ont été observés. Ces peuplements présentent une bonne biodiversité (indice de Shannon). Tous ces cas ont été relevés en plaine dans des rivières plus ou moins influencées par l'agriculture, dont la vitesse de l'eau est inférieure à 1 m/s. On ne trouve en général dans ces communautés que moins de 40% de fragmentation. Ces peuplements se développent tous dans des eaux de bonne qualité mais eutrophes à eutrophes-polytrophes et conservent une flore patrimoniale plus ou moins importante.

Dans cinq stations, des eaux de qualité médiocre ont été relevées ( $\text{DI-CH} > 5.5$ ). Ces eaux ne correspondent pas aux objectifs écologiques légaux. Dans quatre cas, l'état de dégradation des eaux est corrélé avec des taux significatifs de formes tératologiques. Cet état est corrélé avec des taux de fragmentation  $> 50\%$ . Cela permet de penser que la toxicité des eaux peut être la cause d'une certaine létalité des diatomées, marquée aussi par la fragmentation de leurs squelettes. Dans ces eaux, la part de la flore patrimoniale est très faible.

Les résultats présentés ici sont toutefois à prendre avec précaution, car dans la plupart des cas, ils ne proviennent que d'études annuelles.

Tableau 4.–Cas exemplaires de corrélations entre les métriques utilisées. Les ? indiquent l'absence de données. La valeur patrimoniale représente la somme des proportions des espèces de la Liste rouge et des espèces en régression.

Station	Date	Densité [millions de cell./cm <sup>2</sup> ]	Fragmenta- tion [%]	Vitesse [m/s]	Tératologie [%]	Indice de Shannon [ln]	Liste rouge [%]	En régres- sion [%]	Qualité d'eau DI-CH
<b>Densités très faibles &lt; 0.1</b>									
Pont Fégire (Veveysse)	03.09.2012	0.005	79.9	0.86	0	2.69	4.4	0.4	2.66
Les Pars (Avançon)	03.09.2012	0.012	54.2	0.67	0	2.12	1.4	0.8	1.31
Les Plans (Avançon)	03.09.2012	0.030	62.8	0.70	0	2.38	1.8	1.2	1.54
Bex (Avançon)	03.09.2012	0.007	38.9	1.03	0	1.33	0.2	1.6	1.14
Cuarnens (Venoge)	04.03.2010	0.026	38.2	1.40	0	1.36	0.1	0	3.00
Font. Chass. (Boiron)	21.08.2013	0.042	86.7	0.4	0.2	2.70	0.2	2.4	1.61
Bois-Billens (Boiron)	09.07.2008	0.046	88.0	0.45	0	2.18	0	0.1	4.29
Clarmont (Morges)	09.02.2009	0.070	66.2	0.59	0	2.78	0	0.4	4.64
Vufflens (Morges)	09.02.2009	0.079	56.8	0.41	0	2.51	0.6	0.1	4.32
<b>Densités très élevées &gt; 11.0</b>									
Lully (Boiron)	01.02.2008	11.01	12.8	0.48	0	2.00	0	0.2	3.70
Nyon (Asse)	09.02.2009	11.28	45.8	0.67	0.9	2.16	0.7	0.3	3.70
Calève (Asse)	09.02.2009	11.39	36.2	0.94	0	2.05	1.4	0.1	3.83
Villars-Tier. (Mentue)	18.02.2011	12.77	28.6	0.71	0	2.29	0	1.9	1.97
Filature (Dullive)	09.02.2009	13.44	28.6	0.71	0	2.39	0.6	0.1	3.96
M. Martinet (Boiron)	09.07.2008	13.67	37.5	0.46	0	2.17	0.4	0.4	2.38
Am. Forest. (Longiron)	01.02.2008	14.59	24.3	0.54	0	2.72	0	0.5	3.93
Font. Chass. (Boiron)	01.03.2013	19.49	24.6	0.56	0	2.74	0	0	3.51

Vupillièrè (Longiron)	01.02.2008	21.05	26.2	0.68	0.2	2.74	1.6	2.3	3.84
Puidoux (Forestay)	01.02.2008	22.59	21.8	0.67	0.3	2.51	0.1	0.3	3.65
Tolochenaz (Boiron)	01.02.2008	26.32	14.5	0.46	0	2.45	1.1	0	4.43
<b>Eaux nettement polluées DI-CH &gt; 5.5</b>									
Vufflens (Morges)	07.07.2009	0.78	68.2	0.42	2.5	1.79	0	0.1	5.58
Chavornay (Talent)	11.03.2011	?	?	?	4.7	3.04	0	0.6	5.70
Tolochenaz (Boiron)	09.07.2008	0.44	51.4	0.30	0.77	2.38	0	0.4	5.78
M. Cottens (Morges)	07.07.2009	0.67	82.96	0.50	1.48	2.44	0	0	6.11
Am. Payerne (Broye)	06.07.2011	2.60	64.1	0.83	0.4	1.94	0	0	6.32

L'étude des diatomées du canton de Vaud semble mettre en évidence une surestimation du DI-CH. Cet indice devrait être affiné pour permettre de mieux rendre compte de l'éventail des classes de qualité (très bonne à mauvaise). La récolte de données dans toute la Suisse et la prise en compte des régions géographiques, devraient permettre un meilleur étalonnage de cet indice. L'apport des autres métriques: indices trophique et saprobique, l'état des peuplements ainsi que la composition floristique tels que présentés dans cet article sont à l'heure actuelle indispensables pour permettre une appréciation plus diversifiée de la qualité des eaux par les diatomées.

#### REMERCIEMENTS

Ce texte a bénéficié des nombreuses discussions que nous développons depuis des années avec le Dr Joachim Hürlimann (AquaPlus, Zug) ou avec les collègues diatomistes suisses qui participent aux ateliers annuels de microscopie et taxonomie organisés à La Chaux-de-Fonds. L'essentiel de cette étude a été soutenue par la Direction Générale de l'Environnement du canton de Vaud (DGE). Les analyses de certains échantillons ont été financées soit par l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV), soit par la commune de Renens. Certains prélèvements ont été réalisés par Sandra Knispel (bureau Akuatik) et par Pierre-Alain Chevalley (DGE). Les cartes ont été réalisées par Alain Mattei (DGE). Nous remercions aussi Régine Bernard et un relecteur anonyme pour leurs corrections et propositions pertinentes qui ont nettement contribué à améliorer ce texte.

#### BIBLIOGRAPHIE

- ADMIRAAL W., RIAUX-GOBIN C. & LAANE R.W.P.M., 1987. Interaction of ammonium, nitrate, and D- and L-aminoacids in the nitrogen assimilation of two species of estuarine benthic diatoms. *Mar. Ecol. Progr. ser.* 40: 267-273.
- ATLAS HYDROLOGIQUE SUISSE, planche pdf 5.2. Régimes d'écoulement comme base pour l'estimation des valeurs moyennes des débits, par R. Weingartner et H. Aschwanden. Version en ligne, consultée les 4 et 6 novembre 2014. ([http://www.hades.unibe.ch/content/products/01-druckausgabe/05-gewaesser/02-tafel5\\_02/Tafel\\_52.pdf](http://www.hades.unibe.ch/content/products/01-druckausgabe/05-gewaesser/02-tafel5_02/Tafel_52.pdf)).

- AWEL, 2012. Zürcher Gewässer 2012. Entwicklung, Zustand, Ausblick. AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Zürich, 105 p.  
<http://www.awel.zh.ch/internet/baudirektion/awel/de/wasserwirtschaft/veroeffentlichungen.html>.
- BERNARD R. & STRAUB F., 2010. Observation de la qualité des eaux de surface du canton du Valais. Campagne 2009-2010: la Navisence. Rapport des bureaux ETEC Sàrl et PhycoEco pour le Service de la protection de l'environnement (canton du Valais), 75 p. et 4 annexes.
- BERNARD R. & STRAUB F., 2012. Observation de la qualité des eaux de surface du canton du Valais. Campagne 2011: les Borgnes et la Dixence. Rapport des bureaux ETEC Sàrl et PhycoEco pour le Service de la protection de l'environnement (canton du Valais), 91 p. et 4 annexes.
- BERNARD R. & STRAUB F., 2013. Observation de la qualité des eaux de surface du canton du Valais. Campagne 2012-2013: les Vièzes. Rapport des bureaux ETEC Sàrl et PhycoEco pour le Service de la protection de l'environnement (canton du Valais), 75 p. et 4 annexes.
- BOULÉTREAU S., 2007. Déterminisme des fonctions d'accrétion et de détachement du biofilm phototrophe en milieu naturel: études expérimentale et numérique des facteurs de contrôle de la biomasse en rivière. Thèse, Université de Toulouse III, 192 p.
- CHOLNOKY B. J., 1968. Die Oekologie der Diatomeen in Binnengewässern. J. Cramer, Lehre, 1-699.
- CORDONIER A., STRAUB, F., BERNARD, R. & BERNARD, M., 2003. Bilan de la qualité de l'eau des rivières valaisannes à l'aide des diatomées. *Bulletin de la Murithienne* 121, 73-82.
- DEBENEST T., PINELLI E., COSTE M., SILVESTRE J., MAZZELLA N., MADIGOU C. & DELMAS F., 2009. Sensitivity of freshwater periphytic diatoms to agricultural herbicides. *Aquatic Toxicology* 93 (1): 11-17.
- DGE-PRE 2014. De Source Sûre. La qualité des cours d'eau vaudois. Direction générale de l'environnement, Division Protection des eaux, 71 p.
- DOUGLAS B., 1958. The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stony stream. *Journal of Ecology* 46: 295-322.
- ESGUERRA O. C., RIVOGNAC L., GEORGES A. & HORN M., 2006. Les formes tératologiques chez les diatomées. 1 Introduction. *Diatomania* 10, 18-38.
- FALASCO E., BONA F., BADINO G., HOFFMANN L. & ECTOR L., 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia* 623, 1-35.
- GÖGGELE W., LEU C., KUNZ M. & HÜRLIMANN J., 2013. NAWA – Observation nationale de la qualité des eaux de surface. Cours d'eau. Office fédéral de l'environnement, Berne.
- Connaissance de l'environnement n° 1327, 72 p.
- HELLEBUST J. A. & LEWIN J., 1977. Heterotrophic nutrition. In: Werner, D. (ed.). The biology of diatoms. *Botanical Monographs* 13, Blackwell, Oxford: 169-197.
- HOFMANN G., WERUM M. & LANGE-BERTALOT H., 2011. Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Koeltz Scientific Books, Königstein, 908 p.
- HÜRLIMANN J., 2010. Kieselalgen in Fließgewässern des Kantons Aargau. Zusammenfassende Auswertungen. Bericht, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung für Umwelt, Aarau, 43 p.  
[https://www.ag.ch/media/kanton\\_aargau/bvu/dokumente\\_2/umwelt\\_\\_natur\\_\\_landschaft/umweltinformation\\_1/wasser\\_1/Diatomeen\\_AG\\_2002\\_2010\\_LQ.pdf](https://www.ag.ch/media/kanton_aargau/bvu/dokumente_2/umwelt__natur__landschaft/umweltinformation_1/wasser_1/Diatomeen_AG_2002_2010_LQ.pdf)
- HÜRLIMANN J., ELBER F. & NIEDERBERGER K., 1999. Use of algae for monitoring rivers: an overview of the current situation and recent developments in Switzerland. In: Prygiel, J., Whitton, B. A. & Bukowska, J. (eds). *Use of algae for monitoring rivers III*: 39-56.
- HÜRLIMANN J. & NIEDERHAUSER P., 2007. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Diatomées-niveau R (région). État de l'environnement n° 0740. Office fédéral de l'environnement, Berne, 132 p.  
<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/00077/index.html?lang=fr>
- HÜRLIMANN J. & STRAUB F., 2014. NAWA TREND Biologie 2011-2013, Teil Diatomeen, Fachbericht. Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern, Dokument Nr. 1068-B-01, 51 p.  
<http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/01267/01269/13263/13264/index.html?lang=de>
- KNISPEL, S. & REYMOND, O. 2006. Qualité biologique des rivières vaudoises (Suisse) en 2002-2005 et évolution depuis 1990. *Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles* 90(2): 73-95.
- KOSTER M. & EHMANN H., 2007. Kieselalgen erzählen die Qualität der Thurgauer Fließgewässer. *Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft* 62: 59-73.
- KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H., 1986-1991. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2, 1.-4. Teil. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- LA LETTRE DU BOIRON 2008. Publication en ligne de Direction générale de l'environnement du Canton de Vaud, n°3, 2 p.  
[http://www.vd.ch/fileadmin/user\\_upload/themes/environnement/eau/fichiers\\_pdf/La\\_lettre\\_du\\_Boiron-3\\_01.pdf](http://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/eau/fichiers_pdf/La_lettre_du_Boiron-3_01.pdf)
- LA LETTRE DU BOIRON 2013. Publication en ligne de Direction générale de l'environnement du Canton de Vaud, n°9, 2 p.  
[http://www.vd.ch/fileadmin/user\\_upload/themes/environnement/eau/fichiers\\_pdf/La\\_lettre\\_du\\_Boiron-9.pdf](http://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/eau/fichiers_pdf/La_lettre_du_Boiron-9.pdf)
- LANG C., 2000. Diversité du zoobenthos dans 47 rivières du canton de Vaud: tendance 1989-1997. *Revue suisse de Zoologie* 107: 107-122.
- LANG C., L'ÉPLATTENIER G. & REYMOND O. L., 1989. Water quality in rivers of western Switzerland: application of an adaptable index based on benthic invertebrate. *Aquatic Science* 51: 224-234.
- LANG C. & REYMOND O., 1995. An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. *Aquatic Science* 57: 172-180.
- LANGE-BERTALOT H., 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 51: 393-427.
- LANGE-BERTALOT H., 1979a. Pollution tolerance of Diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia, Beiheft* 64: 285-304.
- LANGE-BERTALOT H., 1979b. Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung, exemplarisch für den unteren Main. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 56: 184-219.
- LANGE-BERTALOT H., (unter Mitarbeit von A. Steindorf) 1996. Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 633-677.
- LIEBMANN H., 1958. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Biologie des Trinkwassers, Badewassers, Frischwassers, Vorfluters und Abwassers. Band 1. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-640.
- MARCEL R., BOUCHEZ A. & RIMET F., 2013. Influence of herbicide contamination on diversity and ecological guilds of river diatoms. *Cryptogamie Algologie* 34 (2): 169-183.
- OEUAUX, 1998. Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Etat au 1<sup>er</sup> janvier 2014). Office fédéral des imprimés et du matériel, Berne, no 814.201, 70.
- OFEPF, 1998. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse, système modulaire gradué. *Informations concernant la protection des eaux* n° 26, 43 p.
- PERES F., FLORIN D., GROLLIER T., FEURTET-MAZEL A., COSTE M., RIBEYRE F., RICARD M. & BOUDOU A., 1996. Effects of the phenylurea herbicide isoproturon on periphytic diatom communities in freshwater indoor microcosm. *Environmental Pollution* 94 (2): 141-152.
- REICHARDT E., 1991. Beiträge zur Diatomeenflora der Altmühl III: Wasserqualität und Diatomeenbesatz. *Archiv für Hydrobiologie, Algological Studies* 62: 107-132.
- RIMET F. & BOUCHEZ A., 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 406 (01), 14 p.
- RIMET F., ECTOR L., DOHET A. & CAUCHIE H. M., 2004. Impacts of fluoranthene on diatom assemblages and frustule morphology in indoor microcosms. *Vie et Milieu* 54(2-3) 145-156.
- ROUBEIX V., PESCE S., MAZZELLA N., COSTE M. & DELMAS F., 2012. Variations in periphytic diatom tolerance to agricultural pesticides in a contaminated river: An analysis from community to population level. *Fresenius environmental bulletin* 21: 2090-2094.
- SCHIEFELE S., 1987. Indikationswert benthischer Diatomeen in der Isar zwischen Mittenwald und Landshut. Diplomarbeit am Lehrstuhl für systematische Botanik an der Ludwig-Maximilians-Universität München: 1-207.
- SCHMEDTJE U., BAUER A., GUTOWSKI A., HOFMANN G., LEUKART P., MELZER A., MOLLENHAUER D., SCHNEIDER S. & TREMP H., 1998. Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. *Informationberichte* Heft 4/99, 516 p.
- SECOE 2011. Santé des cours d'eau genevois, l'essentiel en bref. Direction générale de l'eau, Service de l'écologie de l'eau, Genève, 8 p.  
[http://ge.ch/eau/media/eau/files/fichiers/documents/Publications/sante\\_cours\\_eau\\_1.pdf](http://ge.ch/eau/media/eau/files/fichiers/documents/Publications/sante_cours_eau_1.pdf)
- SHANNON C. E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27, 379-423 and 623-656.

- STRAUB F., 2005. Etude comparative de l'impact de l'ancienne décharge de la Mollie et de la STEP de Poliez sur le Coruz (Canton de Vaud, commune de Poliez): valeur indicatrice des diatomées épilithiques rhéophiles. Etude réalisée pour la commune de Renens et le SESA, canton de Vaud. Rapport PhycoEco, La Chaux-de-Fonds, 16 p. et 6 annexes h.t.
- STRAUB F., 2008. Diatomées épilithiques rhéophiles et qualité biologique de trois cours d'eau: Le Boiron, Le Forestay et le Longiron (canton de Vaud). Rapport PhycoEco pour le SESA, Epalinges, 28 p. et 3 annexes.
- STRAUB F., 2009. Diatomées épilithiques rhéophiles et qualité biologique de trois cours d'eau: La Morges, La Dullive et L'Asse (canton de Vaud). Campagne 2009. Rapport PhycoEco pour le SESA, Epalinges, 18 p. et 3 annexes.
- STRAUB F., 2011a. Diatomées épilithiques rhéophiles et qualité biologique de quatre cours d'eau du pied du Jura: Le Veyron, La Venoge, Le Nozon et L'Orbe (canton de Vaud). Campagne 2010. Rapport PhycoEco pour le SESA, Epalinges, 19 p. et 3 annexes.
- STRAUB F., 2011b. Diatomées épilithiques rhéophiles, algues macroscopiques et qualité biologique de quatre cours d'eau du Plateau vaudois: Le Talent, La Bressonne, La Mentue et La Broye. Campagne 2011. Rapport PhycoEco pour le SESA, Epalinges, 24 p. et 3 annexes.
- STRAUB F., 2013a. Diatomées épilithiques rhéophiles, algues macroscopiques et qualité biologique de stations choisies sur les cours d'eau des Préalpes vaudoises: la Veveyse, la Gryonne, les Avençons, la Grande-Eau, l'Hongrin, la Tomeresse et la Sarine. Campagne 2012. Rapport PhycoEco, la Chaux-de-Fonds pour la DGE-Protection des Eaux, Epalinges, 28 p. et 3 annexes.
- STRAUB F., 2013b. Diatomées épilithiques rhéophiles et qualité biologique du Boiron (canton de Vaud): résultats de l'étude de 2013 et comparaisons avec les résultats de 2008. Rapport PhycoEco, étude réalisée pour la DGE-Protection des Eaux, Epalinges, 20 p. et 3 annexes.
- STRAUB F., 2013c. Diatomées et qualité des eaux de rivières: méthodes du bureau PhycoEco. *Publications de PhycoEco* 1(9), 15 p. et annexes (<http://www3.unil.ch/wpmu/svs/bulletin-de-la-svs/annexes/>)
- STRAUB F., 2013d. Suivi scientifique du Rhône de Finges - SSRF. Impact des modulations des débits de dotation du barrage de Susten sur les communautés de diatomées et d'algues macroscopiques. Rapport PhycoEco pour les Forces motrices valaisannes (FMV), Sion, 21 p.
- STRAUB F. & JEANNIN P.-Y., 2006. Efficacité autoépuration de tracés aérien et karstique d'un effluent de station d'épuration (La Ronde, Jura suisse): valeur indicative des diatomées. *Symbioses*, nlle sér., 14, p. 35-41.
- STUCKI P., 2010. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau. Macrozoobenthos-niveau R (région). L'environnement pratique UV-1026-F. Office fédéral de l'environnement, Berne, 61 p. (<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01575/index.html?lang=fr>)

*Manuscrit reçu le 7 août 2014*

#### ANNEXES

##### Annexe 1.–DiatVD\_résultats\_bruts\_PhycoEco:

Tableau de végétation sur Excel avec la liste taxonomique, l'ensemble des échantillons avec les abondances relatives de chaque espèce et valeurs des indices de qualité d'eau.

<http://www3.unil.ch/wpmu/svs/bulletin-de-la-svs/annexes/>

##### Annexe 2.–DiatVD\_méthodes\_PhycoEco:

Détail des méthodes utilisées.

<http://www3.unil.ch/wpmu/svs/bulletin-de-la-svs/annexes/>