

SYNTHÈSE DES RAPPORTS

CAMPAGNE 2020

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, ACW – CHANGINS – BÂTIMENT DC, ROUTE DE DUILLIER, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

SURVEILLANCE DU LEMAN

Les analyses physico-chimiques d'eau du lac, incluant les micropolluants, ainsi que le suivi biologique, sont réalisées au point le plus profond du lac, désigné SHL2 (cf. carte p.6). Un deuxième site (GE3), localisé dans le Petit Lac, est par ailleurs suivi par le Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE, Canton de Genève) ; la synthèse des données issues de ces deux points n'est cependant effectuée que tous les six ans, mais annuellement pour SHL2.

Le programme de surveillance de l'année 2020 a été perturbé par la pandémie due à la COVID19 : les restrictions aux déplacements ont conduit à l'interruption des prélèvements et mesures effectués à SHL2 de mars à mai 2020. De même certaines études ont été ralenties ou stoppées, et n'ont pu aboutir à temps pour figurer dans le rapport 2020.

1. EVOLUTION DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES

L'année 2020 a été particulièrement chaude, et a connu un rayonnement solaire relativement élevé tout au long de l'année. Ces conditions météorologiques ont induit une température moyenne annuelle de l'eau (mesure dans les 10 premiers mètres) la plus élevée depuis 1971 (soit environ +2°C depuis le début des années 70). Il en est de même pour les températures moyennes annuelles relevées à 50 et 100m.

Les conditions météorologiques hivernales n'ont pas permis de brassage complet. En 2020, il a atteint 120m de profondeur fin février 2020, avec comme conséquences principales :

- A. la poursuite du réchauffement des eaux à 300m, initiée depuis le dernier brassage complet de 2012 (+ 0.8°C en 8 ans).
- B. la poursuite de la baisse des concentrations en oxygène dissous au fond du lac. L'année 2020 a été la cinquième année consécutive durant laquelle la concentration en oxygène dissous au fond est restée constamment inférieure au seuil de 4 mg/L.
- C. une fertilisation de la couche euphotique en nutriments extrêmement réduite, et donc des concentrations faibles à l'échelle de l'année : dans les 30 premiers mètres, la concentration moyenne en orthophosphates était égale à 3.5 µg/L, celle en silice de 0.48 mg/L (soit inférieure de 0.11 mg/L à la concentration moyenne de 2019).

La concentration annuelle en phosphore total pondérée sur toute la colonne d'eau est de 16.9 µg/L, légèrement au-dessus de la borne supérieure de l'objectif de la CIPEL, et similaire à la valeur calculée en 2019.

La communauté phytoplanctonique était largement caractérisée par des espèces indicatrices de milieux oligotrophes (bonne qualité écologique). Les taxons filamenteux (*Mougeotia gracillima* et *Planktothrix rubescens*) ont cependant présenté des concentrations élevées en automne, avec des biomasses représentant jusqu'à 40% de la biomasse phytoplanctonique totale. La biomasse annuelle moyenne (1537 µg/L) était proche de celle des trois années précédentes ; l'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse du phytoplancton relativement basse (<1000 µg/L) n'a donc pas été atteint. L'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, permet de qualifier l'état écologique du lac de moyen pour l'année 2020 ; la valeur de cet indice en 2020 est la plus élevée de la chronique (1974-2020).

La production primaire est restée relativement élevée en été et en automne, par comparaison aux valeurs observées depuis 2015. En revanche, l'abondance du zooplancton a poursuivi sa baisse, avec une réduction des abondances sur l'ensemble des taxons de microcrustacés. Les abondances de daphnies sont extrêmement faibles par rapport aux abondances observées dans les années 80 et 90.

Il semble de plus en plus probable que cette évolution d'abondance des daphnies, une des principales proies des corégones, modifie le bol alimentaire de cette espèce. En effet, la contribution des daphnies à l'alimentation du corégone est corrélée à l'abondance des daphnies, et les mesures réalisées en 2020 confirment la tendance à une alimentation dominée par les Bythotrephes plus tôt dans l'année.

2. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LE RHÔNE ET LE LEMAN

Outre les résultats obtenus à SHL2, cette section reprend également les résultats des mesures effectuées à la Porte du Scex. A noter également que le chapitre du rapport dédié à la surveillance du Rhône à Porte du Scex inclut aussi des résultats de mesures effectuées dans la nappe phréatique associée.

2.1 PROGRAMME(S) DE SURVEILLANCE

Dans le Rhône (Porte du Scex), le programme d'analyse vise des pesticides (130 substances incluant quelques métabolites), des principes actifs pharmaceutiques (38 substances incluant quelques métabolites), deux agents anticorrosifs et quatre substances organiques diverses. Des échantillons composites collectés sur 14 jours sont réalisés tout au long de l'année.

A SHL2, des échantillons ponctuels sont collectés deux fois par an (après le brassage des eaux et en automne, en période de stratification) à différentes profondeurs pour les éléments trace métalliques ($N=26$) et les pesticides et métabolites ($N=144$), qui incluent notamment en 2020 quatre métabolites du chlorothalonil. Dans le cas des principes actifs pharmaceutiques ($N=67$), des échantillons ponctuels sont collectés trois fois par an (janvier, juin et septembre) à quatre profondeurs (1, 15, 100 et 305 m).

Toutes les analyses de substances organiques mentionnées ci-dessus ont été effectuées par le laboratoire SCITEC (Lausanne). Les éléments trace métalliques (SHL2) ont été analysés au SECOE (Genève).

2.2 RESULTATS : ELEMENTS TRACE METALLIQUES

Les teneurs mesurées dans le lac à SHL2 demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OPBD 2016 et Directive européenne CE/1998/83) ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles de l'ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998). Pour l'aluminium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le nickel, le thallium et le vanadium, les concentrations sont plus élevées en surface, contrastant avec l'arsenic et le manganèse (Mn), dont les concentrations sont plus élevées au fond, indiquant des dynamiques et des sources différentes. Bien que la teneur en oxygène dissous au fond soit restée inférieure à 4 mg/L toute l'année, il n'a pas été observé de pic de concentration de Mn en septembre comme les années précédentes.

2.3 RESULTATS : PESTICIDES

Dans le Rhône, les pesticides détectés et quantifiés sont principalement le glyphosate et son principal métabolite (AMPA), mais pas l'amidosulfuron pointé en 2019. Aucun pesticide ne dépasse la concentration seuil réglementaire pour l'eau potable. La charge cumulée estimée (flux annuel global pour tous les pesticides) atteint 250 kg, contre 280 kg en 2019 ; cette charge est en diminution régulière depuis 2017, où elle atteignait 444 kg, indiquant l'efficacité des mesures prises pour réduire les rejets industriels. Ce flux aurait en 2020 une origine probablement agricole pour 222 kg, dont 162 kg pour l'ensemble glyphosate - AMPA.

Des investigations complémentaires sont menées chaque année dans les eaux souterraines de la plaine du Rhône. Ainsi en 2019 des concentrations de chlorothalonil (fongicide largement utilisé en agriculture jusqu'en 2019) et de son métabolite R471811 supérieures à 0.1 µg/L avaient été relevées dans certains puits. Les analyses réalisées en 2020 dans les eaux souterraines se sont focalisées sur les points d'eau les plus problématiques, et sur des secteurs non investigués en 2019. D'une manière globale, les concentrations en chlorothalonil et pour son métabolite R471811 ont diminué de manière significative.

Dans le lac (SHL2), 12 substances ont été détectées en juin, et 28 en septembre. Les métabolites du chlorothalonil n'ont pas été identifiés (limite de quantification = 0.025 µg/L). Les résultats étaient conformes dans tous les cas aux exigences pour l'eau potable. En tendance, les concentrations sont plus élevées au fond qu'en surface.

Quatre pesticides et un métabolite ont été mesurés à des concentrations supérieures ou égales à 0.01 µg/L, le métalaxyl (fongicide), l'AMPA et l'atrazine (herbicide interdit depuis 2003 en France et 2007 en Suisse), le linuron et le diuron (herbicides). Leurs concentrations étaient inférieures à la limite maximale autorisée par substance individuelle dans l'eau potable (0.1 µg/L pour la plupart des pesticides). Du point de vue environnemental, les concentrations de ces substances sont également restées inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive 2008/105/EC, ainsi qu'aux valeurs guides mises en place en Suisse.

2.4 RESULTATS : PRINCIPES ACTIFS PHARMACEUTIQUES

Les concentrations maximales en 2020 dans le Rhône sont observées pour la metformine (concentration maximale 0.71 µg/L), la guanil-urée (métabolite de la metformine, concentration maximale 1.57 µg/L), et la méthénamine (antiseptique urinaire, concentration maximale 0.67 µg/L). Cinq autres substances ont été détectées, à des concentrations inférieures à 0.1 µg/L, en particulier le diclofénac et la mémantine. Ces substances ne sont pas réglementées au titre de la production d'eau potable ; en revanche, les concentrations mesurées respectaient les valeurs limites pour la faune et la flore aquatiques. Le flux annuel cumulé 2020 est estimé à 2630 kg, en baisse d'environ 350 kg par rapport à 2019.

A SHL2, ce sont les mêmes substances quantifiées en 2019 qui se retrouvent à nouveau quantifiées en 2020, à l'exception de l'aténolol (anti-hypertenseur), qui a été quantifié pour la première fois en 2020, ainsi que la sulfaméthazine (sulfonamide, antibactérien, à usage notamment vétérinaire). La méthénamine est la troisième substance pharmaceutique la plus présente, avec des concentrations variant entre 0.037 et 0.093 µg/L. Comme dans le Rhône, les substances prédominantes sont la metformine (concentration médiane de 0.40 µg/L) et la guanil-urée. Aucune concentration ne dépassait la valeur-guide pour les 67 substances dotées d'un tel critère.

A part la metformine, on observe la même tendance que pour les pesticides, soit des concentrations plus élevées en profondeur qu'en surface.

2.5 RESULTATS : AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES

Les deux composés anticorrosifs (benzotriazole et tolyltriazole) ont été systématiquement détectés, et parfois quantifiés, dans les eaux du Rhône (concentration maximale de 0.038 µg/L), induisant un flux annuel total de l'ordre de 200 kg en 2020, similaire à celui estimé pour l'année 2019. Ces deux substances ont été détectées à SHL2 en janvier et juin, avec des concentrations maximales de 0.045 µg/L pour le benzotriazole et de 0.028 µg/L pour le tolyltriazole. Les concentrations augmentent avec la profondeur.

Les concentrations du solvant 1,4 dioxane dans l'eau du Rhône oscillent entre non-détecté et 0.88 µg/L, soit un flux annuel d'environ 800 kg, en augmentation par rapport à 2019. Des investigations sont en cours pour identifier l'ensemble des sources d'émission de dioxane, le plus grand émetteur industriel connu ayant été par ailleurs invité à prendre des mesures de réduction et de surveillance de ses rejets. Dans les eaux du lac, la concentration de 1,4 dioxane varie entre 0.19 et 0.41 µg/L.

Le méthyl-tert-butyl éther (MTBE), qui est connu comme additif à l'essence, mais qui a aussi d'autres applications, a été déterminé dans l'eau du Rhône, où il présente une concentration moyenne de 0.068 µg/L (maximale 0.2 µg/L), soit un flux annuel estimé à 389 kg, en augmentation nette par rapport aux années précédentes. Cette substance n'a pas été détectée dans le Léman en 2020.

La benzidine, pompée dans la nappe d'accompagnement du Rhône où elle est présente à des concentrations inférieures ou égales à 0.3 µg/L dans le secteur de Viège, a été recherchée avec son principal métabolite (4-aminobiphényle) à Porte du Scex et à SHL2. Dans les deux cas les concentrations étaient systématiquement inférieures à 0.001 µg/L.

2.6 CONCLUSION

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent un faible niveau de contamination du lac (SHL2), niveau qui ne paraît pas préoccupant en première analyse, c'est-à-dire n'affectant pas la possibilité de produire de l'eau potable, ni le maintien de bonnes conditions pour la faune et la flore aquatiques. Pour autant, il importe de rester vigilant, en raison notamment des pressions à l'amont du lac, dont témoignent les résultats de la surveillance des eaux du Rhône à Porte du Scex, et aussi en raison des limites conceptuelles des critères d'évaluation de la qualité des eaux vis-à-vis des micropolluants (absence de critère de potabilité pour beaucoup de substances comme les résidus pharmaceutiques, effet « cocktail » ...).

3. FRAI DU COREGONE ET DE LA PERCHE

Les périodes (date de début et de fin, durée) de reproduction de deux espèces de poisson, le corégone (*Coregonus lavaretus*) et la perche (*Perca fluviatilis*), sont suivies dans le Léman en tant qu'indicateur du changement climatique. En effet, la température de l'eau influence le déclenchement de la fraie de manière différente pour ces deux espèces.

3.1 METHODES

Le suivi de la reproduction du corégone s'effectue en hiver depuis 2015 avec des filets benthiques multimailles posés et relevés chaque semaine sur des sites de référence où les poissons frayent régulièrement. Dans le cas de la perche, des frayères artificielles sont installées chaque année depuis 1984 sur un site de référence, à différentes profondeurs, à partir de début avril jusqu'à juin.

Les variations interannuelles observées dans la dynamique de fraie du corégone étaient fortement liées aux fluctuations de la température de l'eau. Cependant, depuis l'hiver 2018-2019, les données recueillies ne sont plus suffisantes pour mettre en évidence des liens avec la température. L'échantillonnage n'est plus adapté à l'effectif actuel de la population de géniteurs ; de plus, les mauvaises conditions météorologiques ont conduit à une interruption de l'échantillonnage la dernière semaine de décembre 2019, induisant un biais dans les résultats. Un protocole standardisé, utilisant des méthodes non invasives et moins dépendantes des conditions météorologiques, est en cours de mise au point.

En 2020, le suivi de la reproduction de la perche a été fortement impacté par l'épidémie de COVID19 : d'ordinaire le suivi débute durant la première quinzaine d'avril, en fonction de la température. La collecte des données n'a pu être possible qu'à partir de fin mai 2020.

3.2 COREGONE

Au total, 22 individus ont été capturés sur la période d'observation. Le 10 décembre 2019, la période de reproduction avait débuté. La date correspondant à 50 % des géniteurs collectés se situerait entre le 2 et le 6 janvier 2020 (incertitude due à l'interruption de l'échantillonnage en décembre).

On compte 60 % d'individus se reproduisant pour la première fois, âgés de 1 an, les individus de deux ans représentent un pourcentage de 23 % et la part restante est constituée par d'individus âgés de trois ans. Depuis le début des échantillonnages, la structure en âge a fortement évolué avec une proportion de plus en plus importante de jeunes individus.

La saison de reproduction 2019-2020 apparaît comme une des plus tardives depuis le début du suivi, avec une dynamique proche de celles de 2015-2016 et de 2016-2017. La dynamique constatée est cependant biaisée en raison du faible nombre d'individus échantillonnés et de l'absence de pose de filets la dernière semaine de décembre. Le pic de reproduction aurait probablement eu lieu la semaine où l'échantillonnage n'a pu avoir lieu.

3.3 PERCHE

En 2020, le frai pourrait avoir débuté le 16 avril, soit environ 15 jours plus tôt que la date de début de frai généralement observée. La température a atteint le seuil de 12°C le 24 avril, date probable du pic de reproduction. La hausse des températures s'est poursuivie jusque fin avril, avant de chuter brusquement aux environs de 10°C en raison d'un épisode de vent. Ce phénomène aurait pu ralentir la dynamique de reproduction et donc influencer l'étalement de la dépose de rubans d'œufs dans le temps.

En 2020, en se basant sur les données de température, la reproduction aurait ainsi été l'une des plus précoces de la série chronologique. Le printemps 2020 a été dominé par des conditions anticycloniques et est le deuxième printemps le plus chaud depuis 1900.

ETUDES SPÉCIFIQUES

4. MICROPOLLUANTS DANS LES POISSONS DU LAC

Cette étude visait d'une part à préciser les tendances temporelles de la contamination des poissons pour le mercure, les polychlorobiphényles (PCB), les substances perfluoro-alkylées dont particulièrement le perfluorooctane sulfonate (PFOS), d'autre part à évaluer la présence de retardateurs de flamme halogénés (déchloranes et décabromodiphényl-éthane - DBDPE) et organophosphorés. Les analyses ont été réalisées sur des poissons entiers, soit 29 gardons, 19 lotes et 26 perches provenant de quatre zones du Léman.

Tous les échantillons dépassent la concentration en mercure de 20 ng/g (poids frais - pf), au-delà de laquelle les prédateurs de ces poissons (p. ex. brochets, hérons) pourraient encourir des effets néfastes (empoisonnement secondaire). L'analyse des tendances temporelles chez la lote et la perche, pour lesquelles les données temporelles sont plus fiables, ne montrent pas d'évolution significative depuis 2000. Dans la gamme des substances perfluoroalkylées analysées, le PFOS apparaît comme prédominant, avec des concentrations d'au moins un ordre de grandeur supérieures à celles des autres substances perfluoroalkylées. Environ la moitié des échantillons dépassent le critère d'empoisonnement secondaire, fixé à 33 ng/g (poids frais), indiquant donc un risque potentiel pour les prédateurs des poissons du Léman. Cependant, ce type de contamination a notablement diminué depuis la période 2008-2012 où l'on a commencé à surveiller le PFOS et d'autres substances perfluoroalkyles dans la chair des poissons du Léman. Pour les PCB dits NDL (qui n'ont pas d'effet de type dioxine), les concentrations mesurées restent très inférieures au critère d'empoisonnement secondaire. En termes de tendances temporelle, on ne peut conclure avec certitude ; une augmentation éventuelle des concentrations chez la lote ou la perche paraît néanmoins peu probable.

Les mesures des retardateurs de flamme halogénés DDC-CO (un déchlorane) et DBDPE faites en 2020 sont comparables à celles de 2018 ; parmi les retardateurs de flamme organophosphorés, le tributyl-phosphate était mesurable dans 70 à 84 % des échantillons, selon l'espèce, tandis que les deux autres substances recherchées de cette famille n'étaient que peu ou pas détectées. Les retardateurs de flamme halogénés alternatifs présentent encore des concentrations inférieures aux retardateurs de flamme historiques (polybromodiphényl-éthers, PBDE) chez la lote et le gardon, tandis que les organophosphorés se situent à un niveau similaire à celui des PBDE chez le gardon, et supérieur chez la lote.

5. BIOLOGIE, ECOLOGIE ET IMPACTS POTENTIELS DE *DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS*, OU MOULE QUAGGA, ESPÈCE INVASIVE DU LÉMAN

Ce chapitre du rapport annuel visait à présenter de manière synthétique la biologie, l'écologie et les impacts potentiels de la moule *Dreissena rostriformis bugensis* (ou quagga), une espèce envahissante maintenant bien présente dans le Léman. Cette espèce apparue dans le lac probablement aux alentours de 2015 cohabite avec une autre espèce de dreissène, *Dreissena polymorpha* (moule zébrée) dont la présence dans le Léman est plus ancienne. L'expansion très rapide de la quagga, qui occupait en 2019 une proportion importante des fonds tout autour du lac (cf. rapport 2020), et les impacts parfois très importants constatés dans d'autres régions, justifiaient qu'une synthèse bibliographique soit réalisée, afin de mettre en place ensuite les études nécessaires, et le cas échéant de promulguer quelques recommandations.

Dreissena polymorpha, la moule zébrée, et *Dreissena rostriformis bugensis* (quagga), sont deux espèces bien distinctes génétiquement. Les coquilles de la moule quagga et de la moule zébrée sont très polymorphes, ce qui engendre des difficultés de détermination à partir des seuls critères morphologiques, en particulier pour les petits individus. Par ailleurs, les oeufs et les stades larvaires de ces deux espèces sont très similaires et ne peuvent être différenciés sur des critères morphologiques.

Le recours à des outils moléculaires permet d'identifier avec certitude la quagga. L'utilisation d'ADN environnemental permettrait une détection précoce, sans avoir besoin d'échantillonner les individus.

D'un point de vue biologique, les dreissènes sont l'équivalent en eau douce des moules marines, à l'exception de leur taille plus réduite (jusqu'à 3-4 cm) et de leur système branchial. L'homologie entre les dreissènes et les moules marines est tout à fait unique dans la faune d'eau douce. Les milieux aquatiques originels d'Europe occidentale, comme ceux d'Amérique du Nord, n'hébergeaient pas ce profil d'organismes, puissamment filtreurs, se nourrissant de plancton, pouvant atteindre des densités fortes, avec un taux de croissance rapide.

Les moules quagga et zébrées sont à sexes séparés, avec des taux très faibles d'hermaphrodisme. La mobilité des spermatozoïdes dans l'eau est une adaptation commune avec les moules marines et qui autorise ce mode de reproduction. Les deux espèces présentent des fécondités par femelle de l'ordre de 30 000 oeufs/ind. avec des estimations maximales supérieures à 1 000 000 d'oeufs par femelle et par saison.

L'ovocyte fécondé dans l'eau donne un oeuf qui devient très vite une larve trochophore, qui acquiert un velum et devient une larve véligère, c'est-à-dire un stade planctonique dérivant. Elle se transforme ensuite en larve D puis se fixe fermement à un support par son byssus. Dans la plupart des cas un maximum de 1% des larves planctoniques réussirait à trouver un support pour s'y développer. La quagga présente toutefois une aptitude à se fixer sur des substrats fins que n'a pas la moule zébrée.

La quagga se développe dans l'hypolimnion de lacs profonds dès 9°C ; la tolérance aux températures froides permettrait à la quagga de subir moins de mortalité pendant la période hivernale. Une fois fixées, les quagga grandissent plus vite que les moules zébrées.

L'attachement des moules zébrée et quagga par un byssus représente à la fois une force et une faiblesse de ces organismes. La présence d'un byssus leur confère une écologie tout à fait singulière par rapport aux espèces d'eau douce qui étaient déjà présentes en Europe ou en Amérique du Nord. Fondamentalement, la fixation permet aux moules d'économiser de l'énergie pour lutter contre le courant, de gagner une grande diversité d'habitats dont la plupart sont totalement inoccupés par d'autres filtreurs qui ne possèdent pas la possibilité de se fixer, d'optimiser la filtration par une meilleure gestion des ouvertures de valves dans un milieu turbulent. La fixation n'empêche pas l'animal de se déplacer, elle peut être très éphémère et le byssus se régénère rapidement.

Les dreissènes sont transportées sur des grandes distances (plusieurs dizaines de km) via leur stade planctonique (larve véligère) qui dérive au fil de l'eau. Ce stade a préférentiellement été celui transporté dans les eaux de ballast pour des transferts inter-continentaux. Les moules peuvent aussi voyager fixées par leur byssus sur un vecteur naturel ou anthropique : brin de macrophytes, élément en dérive, coque de navires ou rondin de bois transportés par voie d'eau (vecteur de dispersion probable au XIX^{ème} siècle en Europe pour *D. polymorpha*). Les adultes sont capables de se détacher de leur support sous l'effet de différents stimuli.

D. r. bugensis est sortie tardivement de sa petite aire native ponto-caspienne, d'abord vers le Nord dans les années 1940 et ensuite vers l'Ouest de l'Europe à partir de 2004 (2011 est la première observation en France). C'est assez tardif comparativement à *D. polymorpha*, originaire d'une vaste étendue au sein du bassin ponto-caspien, et qui a entamé son essor spatial dès le 18^{ème} siècle à la faveur de transports pan-européens de bois et de marchandises. L'invasion européenne par *D. r. bugensis* est aussi paradoxalement plus tardive que celle du continent nord-américain, dans la région des Grands Lacs (fin des années 1980, première identification formelle en 1991).

L'analyse spatio-temporelle des cartes de répartition montre que la distribution spatiale des moules zébrées et quagga est encore en expansion, que ce soit en Amérique du Nord ou en Europe. L'idée préconçue « qu'il y en a de toute façon partout » engendre des négligences dans les mesures d'évitement de la colonisation de nouveaux milieux. Les bateaux de plaisance ont déjà joué un rôle clé dans la dispersion secondaire au sein de grands bassins hydrographiques. Il est important d'éviter aussi bien les introductions nouvelles que les introductions secondaires (introductions potentielles de nouvelles lignées là où l'espèce est déjà présente), pour éviter d'avoir à gérer une prolifération très impactante sur l'écosystème. Lorsque l'espèce est implantée, elle l'est d'une manière relativement pérenne dans la mesure où les disparitions spontanées de quagga sont quasi-inexistantes. Les milieux où la quagga se maintient mal sont peu profonds (mixité de la colonne d'eau, présence de la moule zébrée). Une synthèse réalisée en Amérique du Nord montre que le pic de densité de la quagga arrive 12 à 13 ans en moyenne après son arrivée. En Europe, un remplacement quasi complet de la moule zébrée par la quagga a déjà été observé, même dans des lacs peu profonds, 3 à 4 ans après l'arrivée de la quagga. Les biomasses totales de dreissènes ne cessent d'augmenter au fil du temps dans les milieux profonds, du fait des structures d'âge et la dominance de la quagga. Elles sont maximales entre 30 et 100 m de profondeur.

La morphométrie des lacs gouverne en partie la prolifération des quagga. Dans les milieux peu profonds sans stratification, la moule zébrée se maintient bien, y compris à des niveaux de densité qui ont précédé l'arrivée de la quagga. Dans des milieux profonds, la présence de la quagga engendre (1) un déclin de la moule zébrée, (2) une augmentation de la densité totale de dreissènes et (3) une biomasse de dreissènes qui peut être le triple de celle de lacs peu profonds. Cependant, c'est en lac peu profond, non stratifié, que les impacts sur le plancton peuvent être les plus importants.

La fixation des dreissènes est un facteur clé de leur impact sur d'autres animaux, les moules Unionidae autochtones en particulier. L'impact à forte densité de dreissènes sur la dynamique de population des Unios et Anodontes peut être important, mais n'a jusqu'à présent jamais engendré d'extinction. La filtration est l'activité qui engendre en cascade la plupart des impacts des bivalves exotiques sur les écosystèmes envahis : impact massif sur les matières en suspension et le plancton, modification des réseaux trophiques, réorientation des flux énergétiques au sein de l'écosystème, désoxygénation de l'eau. La filtration est un véritable trait d'union entre ce qui se passe au niveau de la colonne d'eau ou dans la zone pélagique et ce qui se passe sur le fond ou la zone littorale : la filtration ramène de la biomasse (essentiellement phytoplanctonique) de la colonne d'eau (seston) vers le fond via les fèces et pseudofèces, les eaux deviennent claires, les herbiers se développent, les autres compartiments réagissent en cascade à ces modifications. Les taux de filtration sont aujourd'hui mal évalués du fait d'un manque d'étude des facteurs qui contrôlent cette activité (température, nature et diamètre des matières en suspension, pressions biotiques ou chimiques).

La majorité des milieux envahis par les dreissènes ont une productivité contrôlée par les apports en phosphore, qui est très souvent le facteur limitant. Les quagga qui se développent en masse induisent au moins deux phénomènes qui contrôlent complètement la production primaire et le réseau trophique :

- A. Le phosphore est massivement filtré par les moules et utilisé en partie (environ 10 %) pour créer de la biomasse benthique à courte durée de vie. L'excrétion des moules ainsi que le rejet de fèces et pseudo

fèces qui sont ensuite décomposés par des bactéries rendent disponible au niveau du fond ce phosphore pris dans la colonne d'eau avec un taux de recyclage très rapide. Ce taux de recyclage représente l'élément dominant du contrôle de cet élément, bien au-delà des apports du bassin-versant.

- B. Une « déviation côtière » engendre un clivage spatial entre les zones littorales massivement envahies par les moules et devenues riches en phosphore et les zones pélagiques appauvries en phosphore par rapport à l'état pré-invasion.

La filtration sert aux bivalves pour se nourrir mais aussi pour s'oxygéner. La décomposition de la matière organique rapportée vers le fond est également consommatrice d'oxygène. En été, période aux températures élevées, l'effet des bivalves sur le bilan en oxygène peut parfois conduire à une désoxygénation locale préjudiciable à d'autres compartiments, comme la faune piscicole.

La prolifération de bivalves constitue une ressource nouvelle et subitement importante pour beaucoup d'espèces de poissons, d'oiseaux mais aussi d'invertébrés et de mammifères. La coquille est une protection naturelle qui ne constitue pas forcément un obstacle pour certains consommateurs. L'attachement par un byssus (dreissènes) et certaines réponses comportementales (agrégation, fermeture des valves) sont clairement des réactions face à un danger de prédation. Les nouvelles relations prédateurs-proies qui se mettent en place sur un milieu envahi régulent les proliférations mais favorisent aussi l'arrivée et/ou le développement de nouveaux consommateurs adaptés à cette ressource. Le gobie à tache noire est l'espèce de gobies ponto-casiens avec la plus grande part de dreissènes dans son régime alimentaire. C'est un envahisseur qui a « suivi » avec un certain délai les moules zébrées et quagga sur beaucoup de milieux colonisés. Les conditions abiotiques et biotiques (fortes densités de moules) sont désormais réunies pour faire du Léman un milieu où le gobie pourrait proliférer. Des populations sources existent dans le bassin-versant du Rhin et dans celui du Rhône.

Les industries au sein desquelles les bivalves invasifs se développent supportent un coût lié à des interventions d'entretien, des baisses d'efficacité de process industriels et une augmentation du risque de perturbation (problèmes de sécurité par exemple). L'impact des moules zébrée et quagga représenterait à lui seul un coût annuel de plusieurs centaines de millions de dollars pour les Etats-Unis dans les secteurs de la production d'eau potable et d'énergie.

Des options techniques de régulation des dreissènes sont en développement et répondent à une demande croissante pour lutter contre leurs impacts. Au sein de la douzaine d'actions proactives (éviter l'installation des larves) ou réactives (régulation des adultes), deux approches innovantes sont aujourd'hui proposées par des sociétés privées. L'agence de protection environnementale des Etats-Unis (USEPA) a autorisé la société Marrone à commercialiser le Zequanox (contenant des bactéries mortes) pour une utilisation sur n'importe quel milieu aquatique qu'il soit artificiel ou naturel. L'usage d'un tel agent semble néanmoins tout à fait irréaliste à l'échelle d'un lac entier, tant sur un plan économique que technique. En revanche des applications locales semblent possibles et efficaces pour préserver un site ou un usage. D'autres techniques chimiques sont également proposées, aucune n'étant a priori exempte d'effets secondaires sur l'écosystème environnant.

6. APPORTS NON PONCTUELS DE PHOSPHORE

Après une première étude (publiée en 2019) qui s'était attachée à faire le bilan des apports au lac de phosphore d'origine domestique, et à tracer des projections à 50 ans en fonction de scénarios incluant l'évolution démographique dans le bassin versant du lac et différentes hypothèses sur les taux de collecte et les rendements d'épuration, il s'agissait d'évaluer les tendances futures concernant les apports d'origine diffuse, notamment des sols. Cette deuxième démarche a été mise en œuvre en deux temps, le premier ayant consisté à établir les flux de phosphore dans les principaux affluents du lac (cf. rapport 2020) ; le deuxième volet, présenté dans ce rapport annuel, visait à aborder la dimension prospective de ces apports non ponctuels à l'aide d'une démarche de modélisation.

Dans ce modèle (SWAT, Soil and Water Assessment Tool), le bassin versant du Léman a été divisé en sous-bassins, eux-mêmes composés d'unités de réponse hydrologique (HRU). Les HRU représentent des combinaisons uniques de classes de sol, de couverture de sol et de pente. Les calculs du bilan hydrique ainsi que des processus de surface sont effectués de manière journalière au niveau de chaque HRU et les résultats agrégés à l'échelle des sous-bassins ou diffusés au segment de rivière principal du sous-bassin. Les sous-bassins sont connectés entre eux par le réseau de rivières. Les processus aquatiques tels que le dépôt des sédiments et le transfert des nutriments sont également simulés.

Les principaux composants du cycle du phosphore (P) sont modélisés par SWAT premièrement au niveau des sols. SWAT reproduit la répartition du P entre ses différentes formes à l'aide d'algorithmes de décomposition, de minéralisation et d'immobilisation, puis transfère le P aux eaux de surface par les phénomènes d'érosion, de

ruissellement, de lessivage et de lixiviation. Du P peut également être introduit dans les eaux de surface par les stations d'épuration domestique ou des rejets industriels. Une fois dans la rivière, les processus liés au P sont modélisés pour les différentes formes.

Les données d'entrée du modèle SWAT (topographie, météorologie, propriétés hydrologiques des sols, utilisation du sol, réseau hydrographique, mesures hydrologiques, pratiques agricoles, stations d'épuration, dépôts atmosphériques) nécessaires à la construction et la calibration du modèle ont été acquises auprès des institutions suisses et françaises, ou de la littérature scientifique. La calibration du modèle a été effectuée sur la période 2000-2015. Les résultats issus du modèle calibré reproduisent de manière satisfaisante la somme des moyennes annuelles des cinq principaux affluents en termes de débits (196 m³/s simulé vs. 207 m³/s observé) et de phosphore soluble (38 tonnes simulées vs. 43 observées).

Quatre scénarios combinant les changements climatiques du GIEC (RCP 2.6 et 8.5) et d'utilisation du sol et de fertilisation (Agriculture extensive - LAP - et intensive - LIB -) ont été développés pour simuler les changements possibles de quantité d'eau et de phosphore entrant dans le Léman à l'horizon 2050. Le scénario LIB se base sur des apports de fertilisants similaires à ceux connus actuellement alors que le scénario LAP prévoit une diminution de moitié.

Afin d'évaluer l'effet potentiel des scénarios d'utilisation des sols combinés à ceux de changement climatique, une simulation dynamique de l'évolution des teneurs en P dans le Léman a été effectuée à l'aide d'un modèle de bilan de masse, en utilisant le logiciel de simulation dynamique STELLA. Les compartiments considérés du lac sont l'épilimnion (0-30 m), l'hypolimnion supérieur (30-150 m) et l'hypolimnion inférieur (150-309 m). Les débits et concentrations en P modélisés par SWAT sont transmis en données d'entrée du modèle STELLA afin d'estimer les effets de leurs variations sur les concentrations en P dans le lac.

Ces différentes simulations ont permis de dégager les conclusions suivantes :

- A. Les changements climatiques pourraient aboutir à des changements marqués sur la quantité d'eau arrivant au Léman avec une diminution des débits dans les scénarios RCP2.6 de -16% en 2050 et une augmentation dans les scénarios RCP8.5 de +19% en 2050 (Figure 3) ;
- B. Les changements d'utilisation du sol n'auront pas d'effet marqué sur les débits et la qualité des eaux.
- C. Seule la réduction de 50% d'utilisation des fertilisants, dans le scénario d'agriculture extensive (LAP), a un impact significatif sur les apports en P.

La simulation dynamique de l'évolution des concentrations de P dans le lac, a conduit à conclure que :

- D. A l'horizon 2050, les concentrations moyennes en P total dans le lac seraient d'environ 14 µg/L et 13 µg/L pour le scénario climatique RCP2.6 avec les pratiques de fertilisation LIB et LAP, respectivement ;
- E. Ces concentrations seraient d'environ 13 et 12 µg/L pour le scénario climatique RCP8.5 et ces mêmes pratiques de fertilisation, l'export accru vers l'aval du lac, compensant les apports plus importants.

Cette simulation de l'évolution des concentrations de P dans le lac ayant été faite en supposant les apports domestiques constants, afin de bien comprendre l'effet de l'occupation des sols, on peut également conclure que l'évolution de la concentration en P total dépendra au final probablement plus de la maîtrise des apports domestiques que de ceux d'origine non ponctuelle.

Il convient également de noter que les différences de température et de précipitations entre les deux scénarios RCP s'accroissent après 2050, suggérant des impacts plus importants sur les débits et en conséquence sur la pollution diffuse à l'horizon 2100.

7. ANALYSE RETROSPECTIVE DES CHRONIQUES DE PRELEVEMENTS BIOLOGIQUES ET LIEN AVEC LES CHRONIQUES DE PRÉLÈVEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES

Une première étude réalisée en 2018 a porté sur le suivi physico-chimique de la colonne du Léman au point SHL2. Elle avait notamment permis de caractériser les profils de variabilité temporelle (par groupe de paramètres), ainsi que les profils de sensibilité en profondeur (par ex. effet du retrait d'une profondeur de prélèvement sur l'incertitude). Dans ce deuxième volet, il s'agissait de procéder à une analyse rétrospective similaire pour les paramètres du suivi biologique (phytoplancton, zooplancton), et d'étudier les relations entre les paramètres les plus pertinents du suivi physico-chimique et certains paramètres du suivi biologique (biovolumes, chlorophylle *a*).

Les données biologiques ont été classées en deux catégories : les données taxonomiques brutes pour le phytoplancton et le zooplancton d'une part, et des paramètres de suivi biologique plus synthétiques (biovolumes, chlorophylle *a*) d'autre part. L'analyse rétrospective a porté essentiellement sur la période 2002-2018.

Comme pour l'étude concernant le suivi physico-chimique, l'incertitude totale est décomposée en fonction des mêmes trois éléments de variabilité naturelle (année, saison et profondeur) ; cette procédure n'a été appliquée qu'aux trois paramètres synthétiques (biovolumes de phytoplancton et zooplancton, et chlorophylle *a*) pour les éléments de variabilité temporelle (année, saison), et seulement à la chlorophylle *a* pour la profondeur. Il s'agit pour ce faire d'analyser l'évolution des distributions des écarts à une référence (en l'occurrence, la moyenne), autour de laquelle l'incertitude va s'appliquer, en fonction du nombre d'échantillons que l'on utilise pour la composer. Les liens entre données biologiques et physico-chimiques ont été analysés dans un premier temps par ordination ; ensuite des corrélations croisées entre les séries temporelles ont été examinées.

La synthèse des analyses 'bootstrap' pour la variabilité et la sensibilité font ressortir un nombre satisfaisant de prélèvements par saison. Le printemps apparaît comme la saison de plus forte variabilité, nécessitant au moins cinq (chlorophylle *a*, biovolume du phytoplancton) voire même sept (biovolume de zooplancton) prélèvements pour appréhender correctement les variations. Les résultats sont plus stables en été (cinq prélèvements suffisants), en revanche la profondeur 15 m est sensible.

Par analyse de redondance (entre analyse en composantes principales des données biologiques et variables physico-chimiques), on retrouve un gradient annuel pointant des cohortes de taxons (phyto- et zoo-planctons) qui apparaissent et disparaissent en fonction des saisons en relation avec les variations de paramètres physico-chimiques tels que le pH, l'ammonium, le carbone organique total et l'ion nitrite d'une part, l'ion nitrate, le titre alcalimétrique complet, l'azote total, le phosphore total, les orthophosphates, la silice réactive, l'ion sulfate et le magnésium d'autre part. Toutefois, ce type d'analyse est limité en ce que les mesures physico-chimiques et biologiques sont considérées de manière synchrone, alors qu'il peut y avoir un décalage dans le temps entre l'évolution d'une variable physico-chimique et la réponse biologique induite (ou l'inverse).

Les relations synchrones entre variables physico-chimiques et biologiques ne sont pas majoritaires parmi les résultats significatifs des analyses de corrélation croisée. Les résultats de ces analyses ont souvent une allure sinusoïdale, avec une alternance régulière de coefficients (signifiant un décalage d'une à plusieurs saisons) positifs, nuls et négatifs. La majeure partie des résultats significatifs concernent la zone de surface (46% de résultats significatifs contre respectivement 14% et 15% pour les deux autres zones de profondeur). Cette évolution sinusoïdale n'apparaît pas avec les variables physico-chimiques dont l'évolution annuelle est plus forte que l'évolution saisonnière, notamment les ions sodium et chlorure. L'utilisation des coefficients de corrélation croisée entre séries temporelles biologiques et physico-chimiques a permis d'étudier ces décalages. Le lien le plus fort est apparu, très logiquement, dans la zone de surface. L'ammonium, l'ion nitrite, le phosphore particulaire et le carbone organique total présentent une coévolution assez synchrone (à l'échelle de la saison) avec les variables biologiques. L'oxygène dissous, l'ion nitrate ou les ions magnésium et calcium présentent quant à eux un décalage de leur cinétique saisonnière par rapport aux variables biologiques.

Les relations synchrones et inverses pour un décalage de deux saisons ont un sens car le rythme saisonnier étant à peu près régulier, cela correspond à l'alternance semestrielle des valeurs maximales et minimales pour les deux variables concernées. Ainsi, par exemple, la moyenne du phyto-biovolume total est négativement corrélée avec le taux de silice réactive (moyenné à la saison) à la même saison car les minimas et les maximas s'opposent. Or cette corrélation devient positive si on compare ces mêmes moyennes du phyto-biovolume total avec les taux de silice observés deux saisons plus tôt, car les maximas ou les minimas coïncident alors. Les décalages d'une (ou trois) saison(s) sont quant à eux révélateur(s) d'un temps de réaction directe ou indirecte d'une variable avec l'autre. Par exemple, les pics de biovolume en *Leptodora* sont corrélés positivement avec ceux du taux d'ammonium une saison auparavant.

Enfin, il a été identifié au moins sept groupes de variables biologiques ou de biovolumes par taxon ayant des cinétiques comparables, laissant supposer qu'il est possible de révéler plus précisément les cinétiques communes à certaines cohortes de taxons.