Evolution des sols ennoyés sous les retenues de barrage :

Influence sur l'écologie des plans d'eau et la dynamique des gaz à effet de serre

J. Félix-Faure(1*), V. Chanudet(2), Ch. Walter(3), J.-M. Dorioz(4), J.-M. Baudoin(5), J. Gaillard(6), T. Lissolo(6), S. Descloux(2) et E. Dambrine(1)

1) Institut National de Recherche Agronomique (INRA), Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Limniques (CARRTEL), Sciences et Montagne, 73376 Le Bourget-du-Lac, France.
2) Electricité De France (EDF), Centre d'Ingénierie Hydraulique (CIH), Service Environnement et Société, Savoie Technolac, 73373 Le Bourget-du-Lac, France.
3) Institut National de Recherche Agronomique (INRA), Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS), 65, rue de St-Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes Cedex, France.
4) Institut National de Recherche Agronomique (INRA), Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Limniques (CARRTEL), 75 avenue de Corzent, BP 511, 74203 Thonon-les-Bains Cedex, France.
5) Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) et Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA), Hydro-écologie des Plans d'eau, 3275 route de Cézanne – CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5, France.
6) Université de Savoie Mont Blanc, Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Limniques (CARRTEL), Sciences et Montagne, 73376 Le Bourget-du-Lac, France.

* : Auteur correspondant : jim.felix.faure@hotmail.fr

RÉSUMÉ

Les réservoirs résultant de la construction de barrages noient de la végétation et des sols. Leur évolution suit trois phases.

- Dynamique initiale : les nouvelles niches écologiques ouvertes ainsi que les stocks de carbone et de nutriments contenus dans la végétation vivante et morte contribuent à une hausse brutale du niveau trophique et de la productivité des réservoirs. Ce phénomène, appelé « trophic upsurge », est d'importance et de durée variables. Il s'accompagne d'une désoxygénation et d'émissions de CO_2 et de CH_4, d'autant plus fortes que la température est élevée.

- Dynamique à moyen terme : le marnage induit par l'exploitant exonde temporairement les sols noyés, qui sont alors soumis à l'érosion par le batillage des vagues. Dès que la pente dépasse 5 %, les matériaux érodés sont redistribués dans la zone toujours en eau, contribuant au « trophic upsurge » et à la sédimentation. Ces phénomènes ont été très peu quantifiés. Des résultats récents obtenus sur la retenue de Sarrans (Aveyron) suggèrent que ce phénomène

Comment citer cet article :
Félix-Faure J., Chanudet V., Walter Ch., Dorioz J.-M., Baudoin J.-M., Lissolo T., Descloux S. et Dambrine E. - 2017 - Evolution des sols ennoyés sous les retenues de barrage : Influence sur l'écologie des plans d'eau et la dynamique des gaz à effet de serre - Etude et Gestion des Sols, 24, 45-58

Comment télécharger cet article :
www.afes.egs/EGS-2017-24-3-Felix-Faure-45-58

Comment consulter/télécharger tous les articles de la revue EGS :
www.afes/egs/

est à l'origine d'une proportion importante de l'accumulation sédimentaire. L'influence écologique de l'apport de nutriments associé à la redistribution des sols pourrait être significative dans les environnements oligotrophes.

On connaît très mal l'évolution des sols ennoyés au fond des retenues. Des observations préliminaires effectuées sur la retenue de Sarrans montrent que les sols conservent leur structure d'origine. Elles suggèrent aussi que des sols bruns de prairie, ennoyés en permanence depuis 80 ans, ou exondés occasionnellement, ont perdu 30 % de leur carbone, par minéralisation.

- Dynamique à long terme : A long terme, ce sont les sols du bassin versant et de la zone de marnage en pente faible qui influencent l'écologie des retenues. Les sols du bassin versant dans la mesure où le contexte écologique influence l'érosion et l'apport de nutriments. Les sols de la zone littorale dans la mesure où ils soutiennent une production végétale, qui peut contribuer à filtrer l'eau, mais aussi à l'alimenter en carbone organique minéralisable. Il semble que l'émission de gaz à effet de serre par les réservoirs est, toutes choses égales par ailleurs, plus importante que celle des lacs naturels, probablement en raison de la forte sédimentation, et des variations de pression qui favorisent l'émission de CH_4, en particulier lors du passage en turbine.

Mots clés
Sol, retenue, barrage, gaz à effet de serre, regain trophique, marnage, sédimentation.

SUMMARY
EVOLUTION OF FLOODED SOILS IN WATER RESERVOIRS.
Influence on water-body ecology and greenhouse gas dynamic

Reservoir establishment results in the submersion of soils and vegetation. Their ecological evolution follows 3 main phases.

- Initial: carbon and nutrients stored in living and dead vegetation biomass supply for a rise of the trophic level and productivity of the lake. During this phase, named « trophic upsurge », which duration and intensity are variable, water anoxia, CO_2 and CH_4 emissions also rise especially when temperature is high.

- Mean Term: Water level fluctuates according to seasonal energy needs. Waves erode submerged soils along the shoreline. If the slope is steeper than 5%, soils are redistributed downslope and this flux contributes to the trophic upsurge and to sediment accumulation. These phenomena have been poorly studied and quantified. Our measurements at Sarrans reservoir suggest that soil redistribution is a major contributor to sediment accumulation. The ecological influence of carbon and nutrient inputs to the lake may be significant in oligotrophic environments. The evolution of permanently submerged soils is poorly known. Preliminary measurements at Sarrans reservoirs show that grassland cambisols (almost) permanently submerged have lost 30% of their original carbon store since impoundment.

- On the long term, both catchment soils, through erosion and nutrient supply, and soils of the littoral zone, which support vegetation communities, influence reservoir ecology. The accumulation of sedimentary carbon in reservoirs appears much higher than in natural lakes, even eutrophic, and reasons for this are many. Greenhouse gas emission is also higher, because of higher sedimentation rate and increased water level fluctuations that favour methane bubbling and water degassing at the turbine outlet.

Key-words
Soil, reservoir, dam, greenhouse gas, trophic upsurge, water level fluctuation, sedimentation.

RESUMEN
EVOLUCIÓN DE LOS SUELOS SUMERGIDOS BAJO LAS AGUAS DE PRESA.
Influenza sobre la ecología de los cuerpos de agua y la dinámica de los gases de efecto invernadero.

Los embalses que resultan de la construcción de presas hunden vegetación y suelos. Su evolución sigue tres fases.

- Dinámica inicial: los nuevos nichos ecológicos abiertos así que los stocks de carbono y de nutrientes contenidos en la vegetación viva y muerta contribuyen a un aumento brutal del nivel trófico y de la productividad de los embalses. Este fenómeno llamado "trophic upsurge", es de importancia y de duración variables. Se acompaña de una desoxigenación y de una emisión de CO_2 y de CH_4, tanto más fuerte que la temperatura es elevada.

-Dinámica a mediano plazo: la variación del nivel de las aguas inducida por el operador hace emerger temporalmente los suelos sumergidos, que luego son sometidos a la erosión por el choque del oleaje. Desde que la pendiente excede 5%, los materiales erosionados se redistribuyen en la zona siempre en agua, al contribuir al "trophic upsurge" y a la sedimentación. Estos fenómenos son muy poco cuantificados. Resultados recientes obtenidos en el embalse de Sarrans (Aveyron) sugieren que este fenómeno es al origen de una importante proporción de la acumulación sedimentaria. La influencia ecológica del aporte de nutrientes asociado a la redistribución de los suelos podría ser significativa en los ambientes oligotróficos.

Se conoce muy mal la evolución de los suelos sumergidos al fundo de los embalses. Observaciones preliminares efectuadas en el embalse de Sarrans muestran que los suelos conservan su estructura de origen. Sugieren también que suelos pardos de praderas, sumergidos en permanencia desde 80 años, o emergidos ocasionalmente perdieron 30% de su carbono, por mineralización.

- Dinámica a largo plazo: a largo plazo, son los suelos de la cuenca vertiente y de la zona de variación del nivel de agua que influencian la ecología de los embalses. Los suelos de la cuenca vertiente en la medida donde el contexto ecológico influencia la erosión y el aporte de nutrientes. Los suelos de la zona litoral en la medida donde sostienen una producción vegetal, que puede contribuir a filtrar el agua, pero también a alimentar en carbono orgánico mineralizable. Parece que la emisión de gases de efecto invernadero por los embalses es, en igualdad de condiciones, más importante que la de los lagos naturales, probablemente en razón de la fuerte sedimentación, y de las variaciones de presión que favorece la emisión de CH_4, en particular cuando al pasar en turbina.

Palabras clave

Suelo, embalse, presa, gases de efecto invernadero, aumento trófico, variación de nivel de agua, sedimentación.

Les barrages sont bâtis en vue de créer ou d'agrandir un plan d'eau. Le volume d'eau ainsi stocké peut avoir plusieurs fonctions : l'irrigation, l'alimentation en eau potable, l'écrêtement des crues, le soutien au débit d'étiage, une aide à la navigation et au tourisme et la production d'énergie électrique (Bordes, 2010 ; Comité français des barrages et réservoirs, 2013). Dans le monde, les lacs ($4{,}2.10^6$ km^2), les retenues ($0{,}26.10^6$ km^2) et les petits plans d'eau agricoles (étangs et mares d'une surface supérieure à 0,1 ha ; $0{,}77.10^6$ km^2) couvrent environ 4,6 millions de km^2 soit plus de 3 % des terres émergées (Downing *et al*, 2006). En France, on compte environ 740 barrages de hauteur supérieure à 10 m (Bordes, 2010). Il y aurait plusieurs dizaines de milliers de seuils de taille plus modeste (Léonard *et al.,* 2014).

Une typologie simplifiée des barrages distingue les ouvrages au fil de l'eau, dans lesquels l'eau n'est pas ou très peu stockée, les bassins éclusés, où l'eau accumulée est turbinée à l'échelle de la journée ou de la semaine, et enfin les réservoirs de stockage dans lesquels l'eau est stockée pendant une période de plusieurs semaines à mois. Les apports hydriques provenant du bassin versant naturel des réservoirs peuvent être augmentés par des transferts d'eau provenant d'autres bassins versants.

Le régime hydrologique des réservoirs est extrêmement varié car il dépend de leur fonction. Certains réservoirs se rapprochent sur le plan hydrologique de lacs naturels. Leur niveau varie saisonnièrement en fonction des apports et des pertes. Le niveau d'eau des réservoirs destinés à l'irrigation s'abaisse généralement durant l'été. L'hydroélectricité et la production de neige artificielle utilisent préférentiellement l'eau durant l'hiver. Mais il existe également des réservoirs hydroélectriques dont le but est de maintenir durant l'été des débits élevés nécessaires aux usines de l'aval. Ces variations journalières ou saisonnières de niveau déterminent le marnage, c'est-à-dire l'amplitude de la variation du niveau d'eau.

En général, à tailles de plan d'eau équivalentes, les temps moyens de résidence de l'eau dans les réservoirs sont plus courts que pour les lacs naturels, et ceci est en relation avec des rapports surfaciques bassin versant/plan d'eau plus élevés pour les réservoirs (Pourriot et Meybeck, 1995). Cependant, si les phases de vidange diminuent le temps de résidence de l'eau dans les réservoirs, les phases de remplissage l'allongent.

La mise en eau des réservoirs transforme un écosystème lotique (la rivière) et des écosystèmes terrestres, en un écosystème lentique (un plan d'eau). Les fonctionnements physique et biologique ainsi modifiés conduisent à créer ou augmenter la sédimentation, le temps de séjour de l'eau, et des conditions favorables à une production phyto-planctonique, voire plus rarement de macrophytes, autant de caractéristiques classiques d'un milieu lentique naturel. Mais cette genèse s'effectue avec un stock initial souvent considérable de végétaux et de matériaux pédologiques dans la zone ennoyée. Il en résulte un ensemble de processus et de dynamiques qui dépendent du devenir des sols et végétations noyés et qui ont des conséquences (1) pour l'environnement : biodiversité, changement de niveau trophique, production de gaz à effet de serre (GES) et (2) pour l'usage et la durabilité du plan d'eau artificiel (eutrophisation, sédimentation…). Si les problèmes environnementaux sont assez bien documentés (Carluer *et al.*, 2016), leurs relations avec le devenir des sols et leurs matériaux constitutifs sont moins bien connus. Nous faisons l'hypothèse que c'est une question clé notamment sur le plan opérationnel et pour la compréhension des évolutions à long terme. C'est sur ces bases qu'a été construit cet article de synthèse essentiellement bibliographique mais s'appuyant aussi sur des observations préliminaires obtenues sur les retenues de Sarrans et Guerlédan (Félix-Faure *et al.*, 2015 ; Félix-Faure *et al.*, 2016 ; Félix-Faure *et al.*, soumis). Notre objectif est de présenter les grandes caractéristiques des dynamiques écologiques

enclenchées par l'inondation, en insistant tout particulièrement sur le devenir et le rôle écologique potentiel des matériaux pédologiques noyés.

Nous commencerons par présenter rapidement une retenue de vallée ainsi que la distribution des sols et sédiments, en utilisant l'étude en cours du réservoir de Sarrans (Félix-Faure *et al.*, soumis). Puis, en nous servant de la littérature, une analyse dynamique des processus impliquant les sols et la végétation noyée et structurant la vie d'un réservoir.

LA RETENUE DE SARRANS

Présentation générale

La retenue de Sarrans (surface maximum 7,7 km^{2,} surface bassin versant 2 608 km^2, pluviométrie moyenne annuelle 1 264 mm, temps moyen de résidence 87 j) fait partie d'une cascade de barrages sur la Truyère (Aveyron, France). La cote, haute pendant l'été, s'abaisse progressivement pour tomber en hiver près de 25 m sous la cote maximale. Les eaux sont oxygénées et froides sur toute la colonne d'eau en hiver. Durant l'été la colonne d'eau se stratifie, la température varie entre 24 °C en surface et 7 °C en profondeur. La variation verticale de densité de l'eau s'oppose au mélange. La teneur en oxygène, soutenue par la photosynthèse phytoplanctonique, reste élevée en surface. En revanche, la minéralisation de la matière organique sédimentée, et l'absence de mélange, abaisse progressivement la teneur en oxygène de l'eau profonde en dessous de 20 % de saturation. Cette stratification chimique et thermique s'efface progressivement lors de l'abaissement hivernal du niveau d'eau. Les teneurs moyennes de l'eau des affluents sont de 0,6 mg.l^{-1} de N-NO_3, 0,04 mg.l^{-1} de phosphore total (Ptot), 5,7 mg.l^{-1} de matière en suspension (MES) et 3 mg.l^{-1} de carbone organique dissous (COD). Les teneurs moyennes de l'eau dans la retenue sont de 2,5 mg.l^{-1} de N-NO_3, 0,02 mg.l^{-1} de Ptot, 2 mg.l^{-1} de MES et 3,9 mg.l^{-1} de COD (Félix-Faure *et al.*, soumis) et définissent un niveau trophique oligo-mésotrophe. Le barrage stocke des MES, du carbone organique dissous, de l'azote et du phosphore. Ces caractéristiques générales sont représentatives de nombreux barrages de vallée en France (Carluer *et al.*, 2016).

Distribution des sols et sédiments

Les photos *(figures 1 et 2)* et la coupe *(figure 3)* du réservoir de Sarrans, observée lors de la vidange de 2014, illustrent la structure d'un réservoir formé par barrage d'une vallée du Massif central (Truyère). Ce barrage a été mis en eau en 1934.

Figure 1 - Vue générale du réservoir de Sarrans lors de la vidange de 2014.
Figure 1 - *General view of the empty reservoir of Sarrans in 2014.*

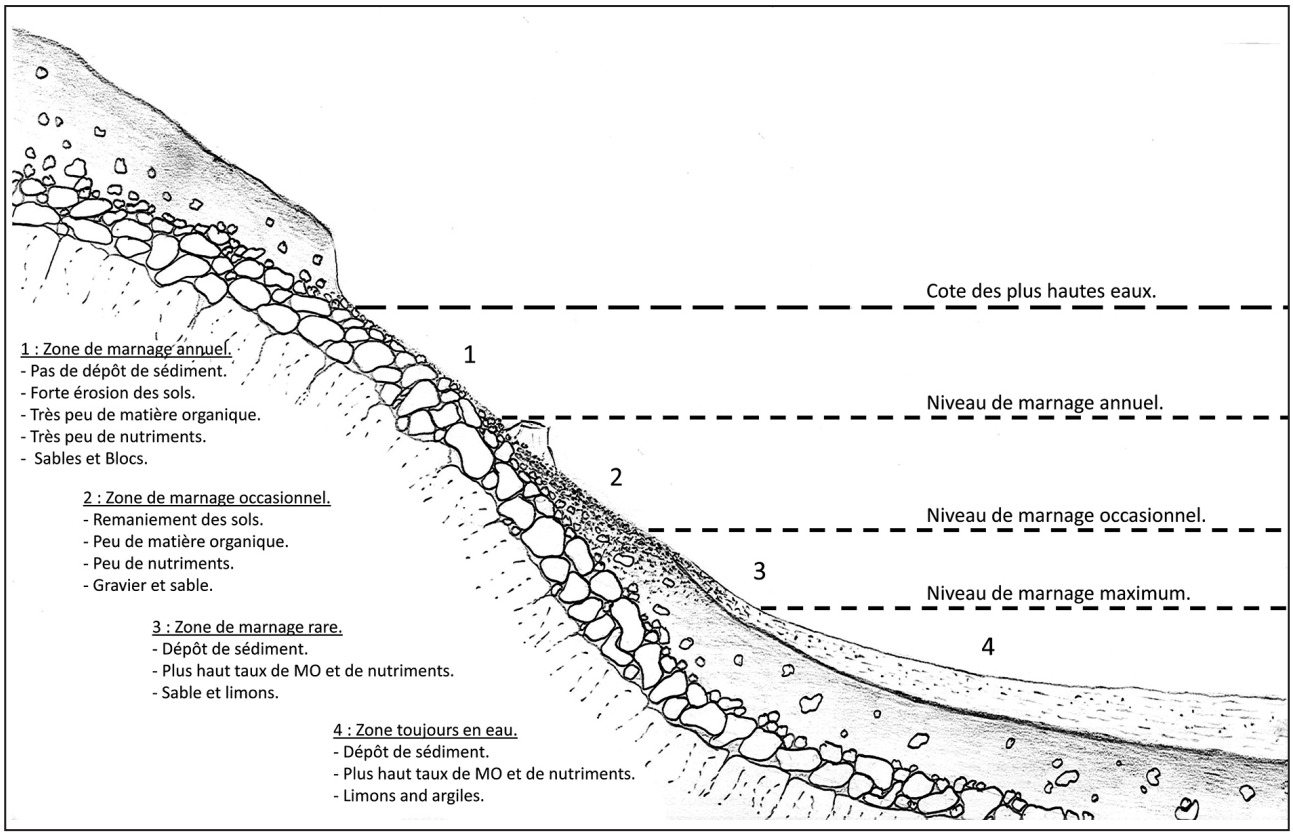
Figure 2 - Détail du réservoir de Sarrans lors de la vidange de 2014. Vue de la zone de marnage fréquent en haut, jusqu'à la zone toujours en eau en bas.
Figure 2 - *Detailed view of the slope of the reservoir in 2014. Top: annual drawdown zone. Bottom: permanently flooded zone.*

- Le fond de vallée *(figure 3 : zones 3 et 4)* est couvert d'une couche de sédiment limoneux, lité, d'une épaisseur d'une trentaine de centimètres, laquelle recouvre sols et anciens dépôts fluviatiles hétérogènes. Seule, la partie centrale de la vallée, correspondant au lit mineur de la rivière, n'est pas recouverte de sédiment car la rivière reprend son cours initial lors des vidanges totales. Les haies et arbres de la ripisylve sont dénués de feuilles mais toujours dressés. Le parcellaire ancien est observable. Ce sédiment couvre aussi les anciennes habitations, ponts, etc… de manière assez homogène.
- Les pentes localisées en dessous de la cote altimétrique minimale du plan d'eau sont recouvertes d'une épaisseur variable de sédiment. Sous ces sédiments, on observe les anciens sols dont la structure pédologique générale a été conservée après la mise en eau.
- La zone de marnage est très hétérogène :
  - Lorsque la pente est forte : la partie amont, entre la cote des plus hautes eaux et le niveau de marnage régulier, est constituée d'une accumulation d'éléments grossiers de toute taille sans structure pédologique. Les souches et arbres sont déchaussés. La partie aval, jusqu'au niveau de marnage peu fréquent, est très fortement remaniée et recouverte d'un dépôt sablo-graveleux d'épaisseur variable. Les arbres ennoyés sont toujours debout et leur pied est enseveli dans les sables.
  - Lorsque la pente est faible, on observe les horizons pédologiques des anciens sols à l'exception des horizons organiques superficiels, manquants ou remaniés. Une végétation terrestre peut s'installer si la cote est maintenue basse pendant la saison de végétation.
- La transition entre les sols de l'emprise de la retenue et les sols extérieurs se fait par une « marche d'escalier » de quelques centimètres à plus d'un mètre de hauteur, en fonction de la pente et de l'épaisseur locale des sols.

DYNAMIQUE ÉCOLOGIQUE DES RÉSERVOIRS

On peut distinguer trois phases écologiques successives dans la vie des réservoirs, en fonction de leur âge (Hall *et al.*, 1999).

Figure 3 - Coupe transversale du réservoir de Sarrans.
Figure 3 - *Cross section of Sarrans reservoir.*



Dynamique initiale

Formation d'un nouvel écosystème

A la suite de la mise en eau d'un réservoir, on observe généralement une forte production/biomasse de poissons/plancton de durée variable (quelques mois/années), appelée «trophic upsurge». Elle est suivie d'une diminution appelée «trophic depression», elle-même de durée variable et précédant la stabilisation du système (Grimard et Jones, 1982 ; Kimmel et Groeger, 1986). Dans une synthèse couvrant les milieux boréaux et tempérés, Turgeon *et al.* (2016) confirment l'existence d'une phase où la biomasse et le recrutement de poissons sont importants durant quelques années après la mise en eau, suivie d'une phase de dépression *(figure 4).* Cette dynamique est confirmée en milieu tropical (Cunha *et al.*, 2015 ; Lima *et al.*, 2015) et concernerait aussi les microcrustacés (Horeau *et al.*, 2005) et le phytoplancton (Biswas, 1975 dans Ostrofsky, 1978 ; Martinet *et al.*, 2016).

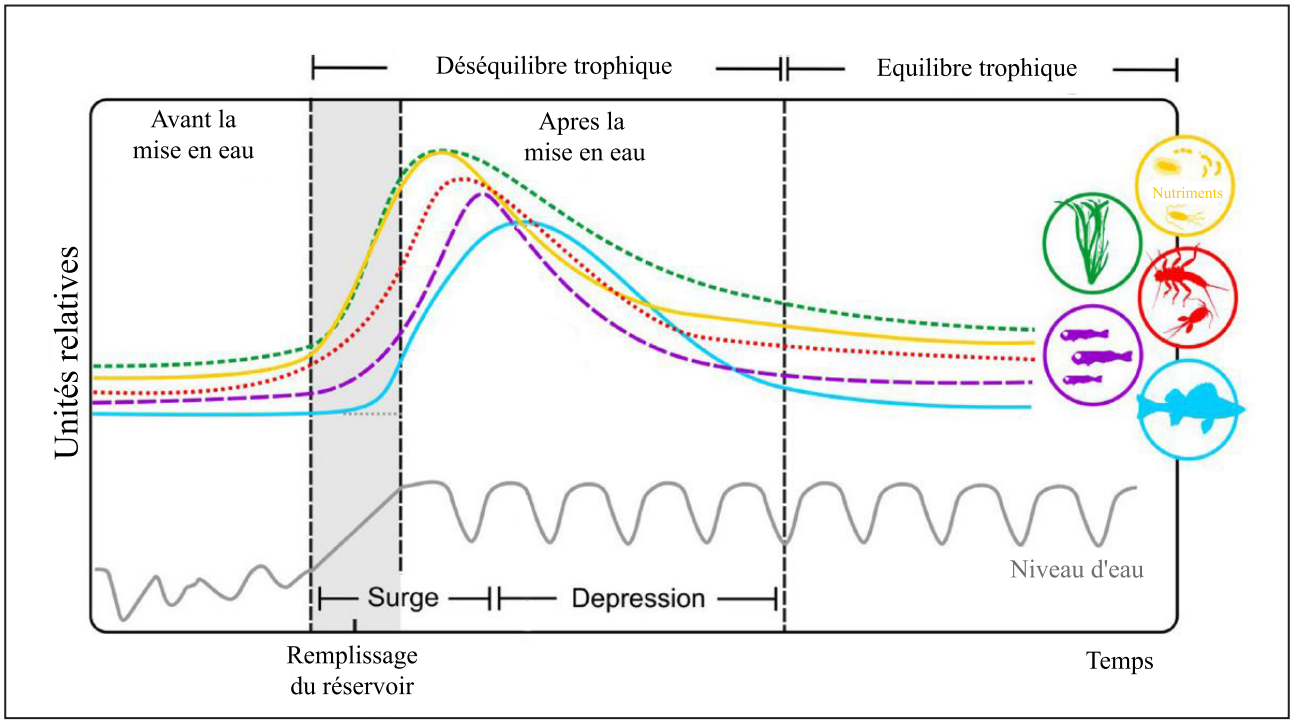
Deux mécanismes complémentaires peuvent expliquer le «trophic upsurge» décrit plus haut : 1) la création de nouvelles niches écologiques suite à la mise en eau (Kimmel et Groeger, 1986 ; Turgeon *et al.*, 2016) ; et 2) l'introduction de carbone et de nutriments provenant de la végétation et des sols ennoyés (Ostrofsky, 1978 ; Dionne et Thérien, 1997 ; Cunha *et al.*, 2015).

Création de nouvelles niches

Le nouveau milieu aquatique formé lors de la mise en eau d'un réservoir crée dans le même temps un grand nombre de niches écologiques nouvelles. La colonisation par des organismes benthiques et pélagiques s'effectue rapidement et ces conditions favorables permettent une productivité biologique importante durant cette première phase de «trophic upsurge». Puis la colonisation des niches s'achève, et le milieu

Figure 4 - Représentation schématique du déséquilibre trophique après la mise en eau d'un réservoir. Trois phases successives sont représentées : 1) immédiatement après la mise en eau, le « trophic upsurge » suivi de 2) une phase de « trophic depression » et 3) une phase d'équilibre. En gris est représentée la cote de l'eau. En pointillé vert les habitats disponibles pour les organismes aquatiques. En pointillé rouge, l'abondance du zooplancton et des macroinvertébrés. En pointillé violet le recrutement de poisson et en bleu l'abondance d'adulte. En jaune les nutriments de la colonne d'eau. Toutes ces variables sont représentées en unités relative, dans un but de simplification. Librement repris et inspiré de Turgeon *et al.,* 2016.

Figure 4 - *Graphic representation of the trophic disturbance after reservoir infilling. Three successives mains phases are shown: 1) "trophic upsurge" 2) "trophic depression" 3) trophic equilibrium. Black solid line: water level. Yellow solid line: nutrients in the water. Green dotted line: available habitats for aquatic organisms. Red dotted line: abundance of zooplankton and macroinvertebrates. Purple dotted line: fish recruitment. Blue solid line: abundance of adult fishes. All the variables are in relative units. Freely adapted from Turgeon et al., 2016.*



s'homogénéise, ce qui conduit à une réduction de la diversité et de la productivité biologique du réservoir (Holz *et al.*, 1997). Ces observations sont cependant biaisées car on ne peut comparer simplement l'écologie d'un plan d'eau issu du barrage d'une rivière et celle de la rivière antérieure.

Nouvelles sources de carbone et de nutriments

L'inondation de la végétation et des litières des sols conduit à l'introduction brutale d'une quantité importante de matière organique (MO) fraiche possédant des rapports carbone sur azote (C/N) et des taux de lignine variables en fonction de la nature de la végétation et des sols. La dégradation progressive de cette MO fournit un apport massif de nutriments et d'énergie à la masse d'eau durant les premières années suivant la mise en eau du réservoir (Northcote et Atagi, 1997).

Les écosystèmes forestiers français contiennent sous forme de biomasse aérienne en moyenne 60 $t.ha^{-1}$, dont 1 à 4 tonnes sous forme de carbone foliaire suivant qu'il s'agit d'espèces décidues ou sempervirentes. En moyenne toujours, le sol contient 70 $t.ha^{-1}$ de carbone organique (jusqu'à 30 cm de profondeur) dont environ 12 % (8 $t.ha^{-1}$) sous forme de litière (Dupouey *et al.*, 2 000). Lors de la mise en eau de forêt, ce sont donc environ 2-10 $t.ha^{-1}$ de matière organique labile (foliaire et litière) qui se trouvent brutalement introduits dans l'eau. En milieu forestier tropical, les biomasses foliaires sont plus proches de la valeur haute de la fourchette. La dégradation des bois est très lente en milieu inondé, plus rapide en milieu exondé, mais toujours faible par rapport à celle du carbone foliaire, même en domaine tropical (Abril *et al.*, 2013). En prairie, les stocks foliaires sont de quelques tonnes par hectare en fonction de leur productivité. Pour les cultures, on peut considérer que la terre est nue lors de la mise en eau. Ces chiffres doivent être comparés avec, d'une part, la production primaire phytoplanctonique des plans d'eau, qui varie entre $<0,1$ $tC.ha^{-1}.an^{-1}$ pour un lac oligotrophe et >5 $tC.ha^{-1}.an^{-1}$ pour un lac hyper-eutrophe (Ryding et Rast, 1993), et, d'autre part, avec les apports de matière organique par les affluents, sous forme de carbone organique particulaire et dissous. Ces derniers sont fonction du rapport surfacique bassin versant/lac, du débit entrant ainsi que de l'usage des sols du bassin versant. On peut illustrer l'importance relative de ces facteurs avec quelques données préliminaires provenant du réservoir de Sarrans (Félix-Faure *et al.*, soumis). La surface de la retenue est de 7,7 km^2, et celle du bassin versant collecteur est de 2 608 km^2 (rapport surfacique de 339). Un rapport de 100 est courant pour les réservoirs (Ryding et Rast, 1993). L'entrée annuelle de carbone organique associé aux matières en suspensions (C-MES) est de 1 050 $t.an^{-1}$ dont la plus grande partie sédimente : les sorties de C-MES sont de 210 $t.an^{-1}$. En revanche, l'entrée annuelle de carbone organique dissous (COD) s'élève à 5 000 $t.an^{-1}$ et la majeure partie (93 %) est drainée à l'aval de la retenue. D'autre part, la production primaire, non mesurée sur ce site, peut être estimée en fonction du niveau trophique et du climat à environ 2 $tC.an^{-1}.ha^{-1}$ de retenue (Thornton *et al.*, 1990 ; Ryding et Rast, 1993). Là encore, seule une faible fraction de cette production primaire, de l'ordre de 0,1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ (Tranvik *et al.*, 2009), va sédimenter.

On voit donc que l'effet de l'ennoiement de la végétation sur l'apport de carbone labile au plan d'eau peut être important quantitativement dans des réservoirs où la végétation noyée est prioritairement forestière, et où l'apport de carbone particulaire et dissous par le bassin versant est modéré.

On peut effectuer le même calcul rapide en comparant sur ce même site les flux d'azote. En considérant un rapport C/N moyen des feuilles et litières de 20, on calcule que les écosystèmes forestiers peuvent apporter lors de l'ennoiement entre 0,1 et 0,5 tonne d'azote par hectare noyé. A Sarrans, dont le bassin versant est très peu urbanisé et occupé principalement par des forêts, des prairies et des landes, la faible concentration en N-nitrique des affluents (0,6 $mg.l^{-1}$) contribue à un flux de 700 $tonnes.an^{-1}$ de $N\text{-}NO_3$ en entrée et de 710 $t.an^{-1}$ en sortie (Félix-Faure *et al.*, soumis). Ainsi, l'apport d'azote par la végétation noyée ne peut être significatif que dans des écosystèmes où la charge entrante par les affluents est très faible (faible activité anthropique dans le bassin versant).

Le schéma est différent en ce qui concerne le phosphore. Si le rapport N/P de la végétation est proche de 10, les apports dissous sont 10 à 100 fois plus faibles que pour l'azote, mais les apports sous forme particulaire peuvent être conséquents. Le transport de particules de sols d'origine agricole, enrichies en P, peut ainsi effacer l'effet possible d'un apport par ennoiement de la végétation.

Décomposition rapide de la matière organique labile, et conséquences

En milieu aquatique oxygéné, la décomposition foliaire se fait en quelques mois, au plus une année, sous l'influence principale des champignons (Bärlocher, 1992 ; Gulis et Suberkropp, 2003), et des invertébrés détritivores (Boyero *et al.*, 2011). Par comparaison avec le milieu aérien, la décomposition est plus rapide en milieu inondé, car la sécheresse ne limite pas la croissance microbienne (Kristensen *et al.*, 1995). La vitesse de minéralisation de la MO ennoyée dépend de sa composition biochimique (Gessner et Chauvet, 1994), de la composition chimique de l'eau et de la température (Gudasz *et al.*, 2010). L'interaction entre la composition biochimique de la MO dégradée et l'oxygénation du milieu semble aussi être un paramètre important (Lee, 1992 ; Sobek *et al.*, 2009). Le carbone labile (en particulier provenant de la production autochtone du plan d'eau) est minéralisé aussi rapidement en présence ou absence d'oxygène (Kristensen *et al.*, 1995 ; Bastviken *et al.*, 2004). Cependant, en milieu anoxique, les macromolécules complexes, en particulier celles provenant de la MO allochtone et possédant des C/N et des concentrations en lignine élevées,

sont plus lentement dégradées (Canfeild, 1994 ; Kristensen *et al.*, 1995 ; Bastviken *et al.*, 2004), probablement parce que l'activité des champignons est réduite (Medeiros *et al.*, 2009 ; Cornut *et al.*, 2010). Le caractère plus réfractaire de la MO provenant des zones ennoyées par rapport à la production autochtone du phytoplancton pourrait donc conduire, en milieu anoxique, à leur meilleure préservation dans les sédiments. Or, l'apport initial massif de feuilles et litières lors de la mise en eau et leur minéralisation consomme l'oxygène présent dans le plan d'eau (Chanudet *et al.*, 2016). Lorsque la concentration en O_2 gazeux dissous est insuffisante, la réduction des nitrates, puis des oxydes de Mn et de Fe (Roden et Wetzel, 1996), puis des sulfates dans la mesure de leur disponibilité peuvent permettre l'oxydation d'une fraction du carbone organique en CO_2. L'anoxie de l'hypolimnion favorise la production de méthane (Guérin, 2006 ; Guérin *et al.*, 2008 ; Serça *et al.*, 2016) durant les premières années suivant la mise en eau du réservoir (Barros *et al.*, 2011). Le méthane est produit par des archées méthanogènes anaérobies strictes suivant deux principales voies métaboliques, la réduction du CO_2, et la réduction de carbone organique via la formation d'acétate. Cette dernière serait la source principale de la production de CH_4 dans les lacs boréaux et tempérés (Borrel *et al.*, 2011) ainsi que dans les lacs tropicaux (Guérin, 2006).

A titre d'exemple, en milieu tropical, le réservoir de Petit-Saut (Guyane) a émis durant les 3 ans (1994, 1995, 1996) suivant sa mise en eau $0{,}37.10^6 \pm 0{,}01.10^6$ t.an^{-1} de carbone (CO_2 : $0{,}30.10^6 \pm 0{,}02.10^6$ t et CH_4 : $0{,}07.10^6 \pm 0{,}01.10^6$ t). Ces émissions ont chuté pour atteindre $0{,}12.10^6 \pm 0{,}01.10^6$ t.an^{-1} de carbone (CO_2 : $0{,}10.10^6 \pm 0{,}01.10^6$ t et CH_4 : $0{,}016.10^6 \pm 0{,}006.10^6$ t) en moyenne de 2000 à 2005 (Galy-Lacaux *et al.*, 1999 ; Abril *et al.*, 2005). Au Québec, en milieu boréal, les émissions brutes de CO_2 et de CH_4 du réservoir Eastmain 1 sont respectivement environ 8 et 5 fois plus importantes l'année suivant la mise en eau (2006), que celles mesurées l'année précédant cette mise en eau (2005) sur les lacs et rivières présents avant l'ennoiement (Bastien *et al.*, 2011). Les émissions de CO_2 sont plus élevées au-dessus des forêts et des zones humides ennoyées. Les deux années suivantes (2007 et 2008) connaissent une diminution importante de ces émissions (Teodoru *et al.*, 2011). L'effet de l'ennoiement sur les émissions de CH_4 d'une tourbière a été étudié dans un réservoir expérimental du Nord-Ouest de l'Ontario. La submersion augmente fortement les émissions de CH_4 des parties de tourbière antérieurement non engorgées (Scott *et al.*, 1999 ; Saint Louis *et al.*, 2 000). Des radeaux de tourbe peuvent se former, portées par les bulles de gaz. Nous n'avons pas connaissance de tels suivis pluriannuels en milieu tempéré.

Dynamique à moyen terme

En parallèle de cette première phase de décomposition de la matière organique labile issue de la végétation noyée et des litières s'amorcent deux phénomènes à la cinétique plus lente : l'érosion des sols de la zone de marnage et la minéralisation des sols noyés.

Erosion des sols de la zone de marnage vers la zone continuellement en eau

Cet aspect est peu documenté scientifiquement. On observe classiquement une zone de marnage caillouteuse, bordée à sa partie amont par une « marche d'escalier » de la hauteur du sol, ce qui témoigne d'une érosion des sols des berges (Newbury et McCullough, 1984 ; Hellsten, 1997 ; Maleval, 2009). Furey *et al.* (2004) décrivent les sédiments sous un lac naturel et un réservoir caractérisés respectivement par un marnage saisonnier de 0,5 m et de 6 m. Ils suggèrent une redistribution des sols selon un gradient décroissant de granulométrie, de la zone de marnage du réservoir vers la zone continuellement en eau, mais ne la quantifient pas. Cette érosion dépend manifestement de la pente. Pour des pentes supérieures à environ 5 %, le sol (ou le sédiment) s'érode (Håkanson, 1977 ; Duarte et Kalff, 1986 ; Maleval, 2009). Les sols érodés vont nourrir le dépôt sédimentaire dans la zone inondée en permanence. Dans les systèmes boréaux, la glace de surface des réservoirs érode le sol lors des marnages hivernaux (Hellsten, 1997). Au Canada, Hecky et McCullough (1984) mesurent une augmentation de la sédimentation du Southern Indian lake d'un facteur 20, soit en moyenne 4.10^6 t. an^{-1}, provoquée par l'érosion de la zone de rivage suite à la remontée de 3 mètres du niveau de l'eau. Cependant, de telles estimations quantifiées sont rares. Dans une synthèse, Downing *et al.* (2008) suggèrent que les taux de sédimentation dans des réservoirs en milieu agricole intensif sont 10 à 100 fois plus élevés que dans des lacs eutrophes, mais l'érosion des berges n'est pas envisagée comme cause.

En première approximation, une approche géométrique peut être envisagée. Pour peu que la pente de la zone de rivage soit suffisante, plus la retenue est étroite et longue, la vallée profonde, et le marnage important et plus la redistribution de sols de la zone de marnage sera conséquente. La contribution relative de cette redistribution de sol à l'accumulation sédimentaire dans le lac dépend des apports de MES via le bassin versant. Plus ces entrées seront élevées, moins la contribution des sols redistribués au dépôt sédimentaire aura d'importance. A Sarrans (Aveyron) et à Butgenbach (Ardennes), la redistribution semble jouer un rôle important : le stock de terre fine (< 200 micromètres) érodée à partir de la zone de marnage représente environs le tiers du stock de sédiment accumulé sur les pentes et au fond du barrage (Hallot *et al.*, 2012 ; Félix-Faure *et al.*, soumis). Maleval, (2009) a calculé que les apports littoraux liés à l'érosion de la zone de marnage contribuent à hauteur de 35,1 % à la masse sédimentaire totale du réservoir de Saint-Pardoux (Limousin). Sur ce même réservoir, les apports biogènes autochtones et les apports

fluviaux en MES du bassin versant représentent respectivement 37,3 % et 27,6 % de la masse sédimentaire.

La durée de ce phénomène d'érosion-redistribution est mal connue et pourrait être très variable en fonction des systèmes étudiés. Les reconstitutions sédimentologiques du régime de remplissage dans les retenues peuvent être difficiles à établir du fait des changements hydrologiques liés à l'exploitation (vidange, captage d'eau sur des zones géologiquement différentes, chasse de sédiments) pouvant provoquer des phénomènes de mélange, de dilution et/ou de perte de sédiments (Van Metre *et al.*, 1997).

Contribution de la redistribution des sols de la zone de marnage à l'apport de carbone et de nutriments

De nombreux articles, en milieu boréal, tempéré ou tropical mentionnent un effet significatif du marnage sur l'écologie des réservoirs. En revanche, très peu identifient l'effet de la redistribution des sols de la zone de marnage, variablement transformés par l'activité microbienne et potentiellement injectés dans le réseau trophique (Jigorel et Bertru, 1993 ; Houel *et al.*, 2006). Houel *et al.*, (2006), au Canada, montrent en utilisant des marqueurs biochimiques terrigènes que la MO des sédiments lacustres après la mise en eau du barrage est notablement influencée par le transfert de MO des sols ennoyés. Ils calculent premièrement que la contribution de la MO de surface des sols, aux apports de MO allochtones, augmente de 5-30 % suite à la mise en eau du réservoir. Deuxièmement, qu'une partie importante du carbone des sols transféré au lac, a été introduite dans le réseau trophique et contribue à augmenter de 1,5 à 2 fois les apports de MO autochtone au sédiment. Ils suggèrent donc que l'érosion des sols de la zone de marnage influence durablement le niveau trophique du réservoir.

Dans la mesure où ces sols subissent une érosion par le batillage des vagues, leur transfert vers le plan d'eau se fait sous forme de suspension après désagrégation des structures. Cette mise en suspension favorise sans doute la minéralisation de composés organiques inclus dans des structures d'agrégats et/ou protégés par des gels minéraux (Fe, Al), des carbonates ou des argiles. Ainsi, Hall *et al.* (2015) montrent que les alternances de périodes inondées et exondées accélèrent la minéralisation de la lignine des sols et attribuent en partie cet effet à la production de radicaux OH lors de l'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} (réaction de Fenton).

Cependant, au fur et à mesure que l'érosion progresse et qu'elle implique des horizons profonds, les sols mis en suspension contiennent des proportions décroissantes de MO et de nutriments biodisponibles associés. La contribution des apports en nutriments par redistribution de sols diminue donc au cours du temps. Dans la mesure où cette sédimentation accrue conditionne le niveau d'oxygénation des zones profondes du plan d'eau, elle peut favoriser la dissolution et la diffusion vers le lac du phosphore adsorbé sur les oxydes de fer dans le sol et le sédiment. Or la disponibilité du phosphore est le premier paramètre réglant le niveau trophique des plans d'eau.

Evolution des sols ennoyés en permanence

Avant que ces sols ne soient isolés de la masse d'eau par une couche plus ou moins épaisse de sédiment, ils peuvent contribuer à la dynamique biogéochimique du réservoir.

Les descriptions des effets à moyen et long terme d'une couverture de plusieurs dizaines de mètres d'eau sur des sols sont rares voire inexistantes sauf en milieu archéologique lacustre (Billaud et Marguet, 1997) ou marin (Bailey et Flemming, 2008). Le sol est un milieu poreux. L'ennoyage remplit d'eau la porosité du sol, qui devient anoxique et non soumis à des mouvements d'eau. Nos observations sur le réservoir de Sarrans montrent des structures de sol en apparence peu modifiées par leur long séjour sous l'eau. Le remplissage progressif de la porosité équilibre sans doute les pressions et limite l'affaissement. Leur décoloration partielle autorise encore la reconnaissance des horizons. Comme le pH des plans d'eau est supérieur à 7 dès que la photosynthèse est active, on peut s'attendre à une alcalinisation des sols noyés (s'ils étaient antérieurement acides), cependant limitée par la diffusion. L'ancienne végétation terrestre n'apporte plus de MO en profondeur par les racines. L'absence de pédoturbation, due à l'asphyxie de la faune du sol, et l'isolement progressif par le dépôt de sédiment, font des sols ennoyés un compartiment où seule la dégradation anaérobie est active. Des observations préliminaires sur la retenue de Sarrans suggèrent que les 30 premiers centimètres de sols bruns de prairie, ennoyés en permanence depuis 80 ans, ou exondés occasionnellement, ont perdu 49 % de leur carbone, par minéralisation (Félix-Faure *et al.*, soumis).

L'isolement des horizons profonds et la nature souvent réfractaire de la MO des sols semblent ralentir la production et l'émission de GES sans pour autant les stopper. La datation par l'analyse ^{14}C du méthane émis dans des hot-spots de bullages de lacs sibériens atteste d'un âge très ancien, contrairement à celui produit par diffusion, dont l'âge correspond à la partie la plus superficielle du sédiment (Walter *et al.*, 2007 ; Walter *et al.*, 2008). Ceci suggère que même à très basse température, le carbone enfoui et stocké sous forme de tourbe (probablement de fractions labiles) n'est pas inactif. On peut penser la même chose pour les sols, dont le carbone est plus labile. McCallister et del Giorgio (2012) datent de la même manière le CO_2 émis par les lacs et montrent qu'une fraction est ancienne (quelques milliers d'années) et résulte de la minéralisation de carbone provenant des sols du bassin versant.

Dynamique à long terme

A long terme, on peut supposer que la zone de marnage ne s'érode plus et que les sols ennoyés sont couverts d'une épaisseur de sédiment telle que leur rôle fonctionnel devient

négligeable. Deux compartiments « sol » fonctionnels influencent alors encore l'écologie de la retenue : (1) le sol du bassin versant, dans la mesure où il alimente le réservoir en carbone et nutriments, via les tributaires ou l'écoulement des eaux de nappes, et, (2) le sol de la zone littorale en pente faible, non érodé et non couvert de sédiments.

Rôle du bassin versant

La spécificité des réservoirs par rapport aux lacs naturels tient à leur formation durant la période actuelle (anthropocène) si on la compare avec celle qui couvre la vie des lacs, ainsi qu'à leur localisation, géométrie et régime hydrologique. La localisation fréquente des réservoirs dans des contextes d'agriculture intensive, ou à proximité des villes pour les alimenter en eau, peut leur conférer des statuts trophiques anormalement élevés, par rapport aux lacs naturels. D'autre part, de très nombreux réservoirs sont formés par barrage de vallées de montagne, étroites et pentues. Cette géométrie générale est favorable à l'érosion des paysages et donc à de forts taux de sédimentation. Dans ce contexte, la disproportion entre surface de bassin versant et surface de plan d'eau se traduit par de très forts apports hydriques mais aussi particulaires. Si leur grande profondeur est favorable à la stratification, leur marnage important ainsi que leur taux élevé de renouvellement de l'eau favorise le mélange.

Enfin, dans les petits réservoirs, la zone où se fait l'apport sédimentaire par les tributaires représente la majeure partie du plan d'eau. Leur vitesse de comblement rapide, à partir de résidus organiques (feuilles mortes) et/ou minéraux leur confèrent des statuts trophiques particuliers, où l'interface avec le sédiment joue un rôle majeur.

Rôle du marnage (hors redistribution de sols)

Le marnage en tant que tel a un rôle important dans le fonctionnement biogéochimique d'un plan d'eau et ce durant toute la durée de vie du réservoir et notamment lorsque la dynamique est stabilisée (long terme). Si les pentes fortes favorisent l'érosion, les zones littorales en pente faible, périodiquement inondées, sont favorables à l'extension des macrophytes et supportent pendant la période d'exondation une productivité végétale aérienne qui est restituée annuellement à la masse d'eau. Ainsi Wantzen *et al.* (2008) insistent sur l'importance de la période de submersion de la zone de marnage, à l'image de ce qui est théorisé dans les rivières sous le nom de flood-pulse concept (Junk *et al.*, 1989).

En milieu tropical, Kolding et van Zwieten (2012) montrent des relations positives très significatives entre productivité piscicole des réservoirs et variations relatives de leurs niveaux d'eau (variation altimétrique/profondeur totale). Cependant, la diversité biologique décroîtrait avec les variations du niveau d'eau. Zohary et Ostrovsky (2011) ainsi que Hambright *et al.* (2004) s'appuient sur l'étude comparée de quelques lacs profonds pour suggérer que les variations de niveau sont le moteur d'une dégradation des communautés littorales et d'une eutrophisation des lacs. Vilhena *et al.* (2010), en Australie, relient un bloom de cyanophycées au remplissage brutal d'un réservoir dont le niveau s'était abaissé progressivement depuis des années. L'abaissement du niveau des réservoirs réduit la période de stratification thermique (Nowlin *et al.*, 2004). En milieu méditerranéen (Coops *et al.*, 2003), l'abaissement estival du niveau des réservoirs pour l'irrigation amène une déstratification qui favoriserait le mélange des eaux superficielles et profondes, une remontée des nutriments, et entraînerait une eutrophisation estivale ou automnale (Naselli-Flores, 2003 ; Geraldes et Boavida, 2005). Inversement, en Hollande, dans des plans d'eau peu profonds, dont le niveau a été artificiellement stabilisé, Coops et Hosper (2002) attribuent une part de leur évolution trophique, d'eau claire à eau turbide, à la régularisation de leur niveau. Les variations de niveau favorisent l'extension des macrophytes et des roselières filtrant l'eau, tandis que leur stabilisation les fait régresser. C'est l'effet recherché par les dispositifs d'épuration les utilisant.

De nombreux articles mentionnent le fait qu'en milieu ennoyé, réduit, le phosphore associé au fer pourrait diffuser du sédiment vers le lac. Le marnage amenant un séchage du sédiment, son effet sur la minéralisation du phosphore (P) a été étudié en colonne par Qiu et McComb (2002), Watts (2 000) et Dieter *et al.* (2015). Ils montrent qu'une dessiccation suffisante des sédiments augmente leur proportion d'oxyde de fer aux dépens de celle du fer amorphe, et réduit la capacité de fixation du P. Lors de leur ré-humectation, ils libèrent une quantité de P soluble plus grande que ne le feraient des sédiments n'ayant pas connu de dessiccation. Cet excédent provient de la minéralisation de P organique et du P libéré lors de la réduction du fer. En colonne et en circuit fermé, les cycles courts et répétés de marnage amènent une baisse sensible de la teneur en MO du sédiment, et une forte augmentation du fer amorphe (Tang *et al.*, 2014).

BILAN DE CARBONE ET GES DES RETENUES

Les retenues stockent généralement du carbone dans leurs sédiments. A l'échelle de la retenue, elles contribuent au stockage de carbone. Mais à l'échelle de l'unité de paysage bassin versant-lac, ce stockage ne forme pas nécessairement un puits de carbone (Berhe *et al.*, 2007). Si le carbone provient de sols du bassin versant, il s'agit surtout d'un transfert. L'effet de puits n'est avéré que lorsque la vitesse de renouvellement du carbone du sol érodé est plus élevée que la minéralisation du carbone sédimenté. Downing *et al.* (2008), en utilisant les bathymétries successives de 40 retenues agricoles dans une région d'agriculture intensive des Etats Unis (Iowa), calculent des taux d'enfouissement de carbone de 0,1 à 10 $kg.an^{-1}.m^{-2}$ de retenue, avec les taux les plus élevés pour les petites retenues.

Ces taux sont un à deux ordres de grandeur plus élevés que ceux mesurés pour des lacs naturels eutrophes de même taille, lesquels sont près d'un ordre de grandeur plus élevés que ceux des lacs oligotrophes. Ils sont aussi parmi les taux de stockage de carbone les plus élevés de la biosphère et près de 100 fois plus élevés que les taux d'accumulation de carbone mesurés dans des forêts. Mais les transferts à partir de la zone de marnage ne sont pas mentionnés. Si le carbone des sédiments provient directement ou indirectement (après recyclage par la boucle microbienne) de la zone de marnage, dont les sols étaient riches en carbone, que ce carbone est stocké sur le long terme, et qu'après érosion la zone de marnage demeure très pauvre en carbone, alors cette accumulation ne constitue qu'un transfert, neutre vis à vis du carbone. Ce cas pourrait être fréquent pour des retenues de vallée en pente forte. Cependant, si le carbone sédimenté provient d'une production autochtone à partir de carbone atmosphérique, le réservoir est un puits, à la hauteur de la quantité de carbone sédimenté et stocké sur le long terme. Enfin, pour être exact, le bilan de carbone de la retenue doit aussi prendre en compte le stockage de carbone qui aurait lieu dans les différents écosystèmes aquatiques de l'aval (rivières, lacs, retenues, océan) en l'absence de la retenue.

La projection à long terme de ces évolutions nécessite un effort de modélisation. Weissenberger *et al.*, 2010 utilisent le site hydroélectrique Canadien de La Grande et modélisent l'effet du réservoir sur le bilan de carbone, par comparaison avec un lac naturel. Pour des apports équivalents (113 COD, et 5 COP (particulaire), unités en 10^4 t.an^{-1} sur 100 ans), les réservoirs sédimentent 18 (lacs 3), émettent 57 (lacs 12) et exportent 75 (lacs 105) essentiellement sous forme de COD. Le réservoir apparaît comme une source de CO_2, provenant des sols inondés, et ceci malgré un taux de sédimentation plus élevé que le lac, tandis que le lac est neutre. Cependant, au Nord de la Suède, une comparaison d'un lac naturel et d'une retenue vidangée l'hiver suggère que le lac émet, en été et par unité de surface lacustre, autant de CO_2 que le barrage (Åberg *et al.*, 2004). Le CO_2 proviendrait majoritairement de la minéralisation de la MO du sédiment dans le cas du réservoir, et du COD dans le cas du lac.

A l'échelle planétaire, les réservoirs stockeraient de l'ordre de 0,18 Pg de carbone, tandis que le flux de CO_2 émis par les réservoirs serait de 0,28 Pg C (Cole *et al.*, 2007). Ceci pour une surface totale des réservoirs d'environ 400 000 km^2. Par comparaison, les lacs naturels, dont la surface est de 3,8 millions de km^2, stockeraient 0,05 Pg C et émettraient 0,11 Pg C. Les réservoirs joueraient donc un rôle d'émetteur actif, surtout si on les compare à l'écosystème initial constitué, entre autres, de milieux terrestres.

Mais en termes de GES, le rapport de l'émission de méthane par rapport à celle de CO_2 joue un rôle essentiel. En effet chaque GES a un effet différent sur le réchauffement global. Le potentiel de réchauffement global du CH_4 sur 100 ans est 34 fois supérieur à celui du CO_2 (IPCC, 2013). De manière générale, la teneur en CH_4 dissous décroit verticalement des sédiments profonds vers l'interface aquatique, puis le long de la colonne d'eau (McGinnis *et al.*, 2006). Au contact d'une zone oxique, le CH_4 dissous est oxydé par des bactéries méthanotrophes (Maerki *et al.*, 2009). Cependant, le CH_4 étant moins soluble que le CO_2, il s'accumule sous forme de bulles dans le sédiment. Une variation de pression hydrostatique peut libérer ces bulles (Ostrovsky *et al.*, 2008), qui remontent rapidement sans être oxydées et/ou dissoutes le long de la colonne d'eau (McGinnis *et al.*, 2006). Le régime hydrologique particulier des réservoirs en fait des sites de bullage privilégiés lors de baisses de niveau d'eau (Ostrovsky *et al.*, 2008). De plus, les eaux profondes enrichies en gaz dissous, sont mises à la pression atmosphérique lors de leur restitution à l'aval. Ceci provoque un dégazage. Ce flux peut être important en terme de bilan (Soumis *et al.*, 2004). Les études en milieu boréal et tropical ont montré des émissions importantes de méthane. Duchemin *et al.*, (2002) ont constaté que, contrairement aux réservoirs boréaux et tempérés, la part de méthane émise par bullage sur les réservoirs de climat tropicaux était plus importante que celle émise par diffusion. Pour certaines retenues hydroélectriques, la production de GES ramenée au kWh produit est proche de celle résultant d'une centrale électrique utilisant des combustibles fossiles (Delmas *et al.*, 2001). Ces mesures ont donné lieu à un large débat environnemental (Fearnside, 2004).

En milieu tempéré, plusieurs études récentes (DelSontro *et al.*, 2010 ; Sobek *et al.*, 2012) suggèrent que les réservoirs pourraient aussi jouer un rôle notable. Un éventail de valeurs sont fournies par Maeck *et al.* (2013), qui calculent pour 6 barrages au fil de l'eau sur la Sarre des émissions annuelles totales variant entre 175 et 1690 kg.ha^{-1}.an^{-1} de C-CH_4. L'émission est très fortement corrélée au taux de sédimentation dans le réservoir, donc au transfert de matière organique du bassin versant vers le réservoir. A l'échelle planétaire, les émissions de carbone sous forme de méthane représenteraient environ 4 % de l'émission de carbone sous forme de CO_2 (Cole *et al.*, 2007).

CONCLUSION

L'évolution écologique des réservoirs résultant de la construction de barrages suit trois phases au cours desquelles les sols de l'emprise du réservoir et du bassin versant et la végétation ennoyée pourraient jouer des rôles majeurs. Lors de la phase initiale, la végétation ennoyée fournit des niches, des nutriments et du carbone au plan d'eau. Dans une seconde phase s'amorce la redistribution des sols et de la MO de la zone de marnage vers le plan d'eau ainsi que la minéralisation des sols ennoyés. Enfin, sur le long terme, le régime hydrologique particulier des retenues pourrait amplifier le rôle des sols littoraux, ainsi que celui des sols des bassins versants. Ces phénomènes contribueraient à une accumulation de carbone sédimentaire beaucoup plus forte que dans des lacs naturels, mais aussi à une plus forte émission

de GES en raison de la forte sédimentation, et des variations de pression qui favoriseraient l'émission de CH_4.

BIBLIOGRAPHIE

Åberg J., Bergström A.-K., Algesten G., Söderback K., et Jansson M., 2004. A comparison of the carbon balances of a natural lake (L. Örträsket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden. Water Research. Vol. 38, n°3, ppp. 531-538.

Abril G., Guérin F., Richard S., Delmas R., Galy-Lacaux C., Gosse P., Tremblay A., Varfalvy L., Dos Santos M.A., et Matvienko B., 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana): CO_2 and CH_4 emissions at Petit Saut. Global Biogeochemical Cycles. Vol. 19, n°4.

Abril G., Parize M., Pérez M.A.P., et Filizola N., 2013. Wood decomposition in Amazonian hydropower reservoirs: An additional source of greenhouse gases. Journal of South American Earth Sciences. Vol. 44, pp. 104-107.

Bailey G., et Flemming N., 2008. Archaeology of the continental shelf: Marine resources, submerged landscapes and underwater archaeology. Quaternary Science Reviews. Vol. 27, n°23-24, pp. 2153-2165.

Bärlocher F., 1992. Research on aquatic hyphomycetes: historical background and overview. *In* : The ecology of aquatic hyphomycetes. [s.l.] : Springer, 1992. p. 1-15.

Barros N., Cole J.J., Tranvik L.J., Prairie Y.T., Bastviken D., Huszar V.L.M., Del Giorgio P., et Roland F., 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. Nature Geoscience. Vol. 4, n°9, pp. 593-596.

Bastien J., Demarty M., et Tremblay A., 2011. CO_2 and CH_4 diffusive and degassing fluxes from 2003 to 2009 at Eastmain 1 reservoir, Québec, Canada. Inland Waters. Vol. 1, n°2, pp. 113-123.

Bastviken D., Persson L., Odham G., et Tranvik L., 2004. Degradation of dissolved organic matter in oxic and anoxic lake water. Limnology and Oceanography. Vol. 49, n°1, pp. 109–116.

Berhe A.A., Harte J., Harden J.W., et Torn M.S., 2007. The significance of the erosion-induced terrestrial carbon sink. BioScience. Vol. 57, n°4, pp. 337–346.

Billaud Y., et Marguet A., 1997. L'archéologie subaquatique dans les lacs alpins français. Documents d'archéologie en Rhône-Alpes. n°15, pp. 219-264.

Bordes J.-L., 2010. Les barrages en France du XVIIIème à la fin du XXe siècle. Histoire, évolution technique et transmission du savoir. Pour Mémoire. Vol. 9, pp. 70-120.

Borrel G., Jézéquel D., Biderre-Petit C., Morel-Desrosiers N., Morel J.-P., Peyret P., Fonty G., et Lehours A.-C., 2011. Production and consumption of methane in freshwater lake ecosystems. Research in Microbiology. Vol. 162, n°9, pp. 832-847.

Boyero L., Pearson R. G., Gessner M. O., Barmuta L. A., Ferreira V., Graça M. A., Dudgeon D., Boulton A. J., Callisto M., Chauvet E. 2011. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. Ecology Letters. Vol. 14, n°3, pp. 289-294.

Canfeild D.E., 1994. Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. Chemical Geology. Vol. 114, pp. 315-329.

Carluer N., Babut M., Belliard J., Bernez I., Burger-Leenhardt D., Dorioz J.M., Douez O., Dufour S., Grimaldi C., Habets F., Le Bissonnais Y., Molénat J., Rollet A.J., Sauvage S., Usseglio-Polatera P., et Leblanc B., 2016. Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. Rapport de synthèse. 87 p. + annexes.

Chanudet V., Guédant P., Rode W., Godon A., Guérin F., Serça D., Deshmukh C., et Descloux S., 2016. Evolution of the physico-chemical water quality in the Nam Theun 2 Reservoir and downstream rivers for the first 5 years after impoundment. Hydroécologie Appliquée. Vol. 19, pp. 27-61.

Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G., Duarte C. M., Kortelainen P., Downing J.A., Middelburg J.J., et Melack J., 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget. Ecosystems. Vol. 10, n°1, pp. 172-185.

Comité français des barrages et réservoirs. 2013. L'histoire des barrages. [s.l.] : Comité Français des Barrages et Réservoirs. Document technique, révision B1. 29 p.

Coops H., Beklioglu M., et Crisman T.L., 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems–workshop conclusions. Hydrobiologia. Vol. 506, n°1-3, pp. 23–27.

Coops H., et Hosper S.H., 2002. Water-level Management as a Tool for the Restoration of Shallow Lakes in the Netherlands. Lake and Reservoir Management. Vol. 18, n°4, pp. 293-298.

Cornut J., Elger A., Lambrigot D., Marmonier P., et Chauvet E., 2010. Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams: Leaf litter decomposition in the hyporheic zone. Freshwater Biology. Vol. 55, n°12, pp. 2541-2556.

Cunha D.G.F., Benassi S.F., De Falco P.B., et Do Carmo Calijuri M., 2015. Trophic State Evolution and Nutrient Trapping Capacity in a Transboundary Subtropical Reservoir: A 25-Year Study. Environmental Management. Vol. 57, n°3, pp. 649-659.

Delmas R., Galy-Lacaux C., et Richard S., 2001. Emissions of greenhouse gases from the tropical hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) compared with emissions from thermal alternatives. Global Biogeochemical Cycles. Vol. 15, n°4, pp. 993-1003.

DelSontro T., McGinnis D.F., Sobek S., Ostrovsky I., et Wehrli B., 2010. Extreme Methane Emissions from a Swiss Hydropower Reservoir: Contribution from Bubbling Sediments. Environmental Science & Technology. Vol. 44, n°7, pp. 2419-2425.

Dieter D., Herzog C., et Hupfer M., 2015. Effects of drying on phosphorus uptake in re-flooded lake sediments. Environmental Science and Pollution Research. Vol. 22, n°21, pp. 17065-17081.

Dionne D., et Thérien N., 1997. Minimizing environmental impacts of hydroelectric reservoirs through operational control: a generic approach to reservoirs in northern Quebec. Ecological modelling. Vol. 105, n°1, pp. 41–63.

Downing J.A., Cole J.J., Middelburg J.J., Striegl R.G., Duarte C.M., Kortelainen P., Prairie Y. T., et Laube K.A., 2008. Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. Global Biogeochemical Cycles. Vol. 22, n°1.

Downing J.A., Prairie Y.T., Cole J.J., Duarte C.M., Tranvik L.J., Striegl R.G., McDowell W.H., Kortelainen P., Caraco N.F., Melack J.M., et Middelburg J.J., 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. Limnology and Oceanography. Vol. 51, n°5, pp. 2388–2397.

Duarte C.M., et Kalff J., 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. Limnology and Oceanography. Vol. 31, n°5, pp. 1072–1080.

Duchemin É., Lucotte M., St-Louis V., et Canuel R., 2002. Hydroelectric reservoirs as an anthropogenic source of greenhouse gases. World Resource Review. Vol. 14, n°3, pp. 334–353.

Dupouey J.-L., Pignard G., Badeau V., Thimonier A., Dhôte J.-F., Nepveu G., Bergès L., Augusto L., Belkacem S., et Nys C., 2 000. Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. Revue forestière française. Vol. 52, pp. 139-154.

Fearnside P.M., 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: controversies provide a springboard for rethinking a supposedly 'clean'energy source. An editorial comment. Climatic Change. Vol. 66, n°1, pp. 1–8.

Félix-Faure J., Dambrine E., Gaillard J., Avrillier J.-N., Millery A., Lissolo T., et Descloux S., 2015. Evolution of flooded soils in a reservoir. Ecological con-

sequences. 9th Symposium of European Freshwater Sciences. Geneva, Switzerland.

Félix-Faure J., Gaillard J., Descloux S., Chanudet V., Avrillier J.-N., Baudoin J.-M., Lissolo T., Millery A., et Dambrine E., soumis. Fate of soils flooded by a hydropower reservoir.

Félix-Faure J., Gauvain A., Walter C., Chanudet V., Descloux S., Avrillier J.-N., et Dambrine E., 2016. The fate of soil carbon 80 years after reservoir infilling. Potential consequences. International Society of Limnology. Turin Italy.

Furey P.C., Nordin R.N., et Mazumder A., 2004. Water level drawdown affects physical and biogeochemical properties of littoral sediments of a reservoir and a natural lake. Lake and Reservoir Management. Vol. 20, n°4, pp. 260-295.

Galy-Lacaux C., Delmas R., Kouadio G., Richard S., et Gosse P., 1999. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. Global Biogeochemical Cycles. Vol. 13, n°2, pp. 503-517.

Geraldes A.M., et Boavida M.-J., 2005. Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. Lakes & Reservoirs: Research & Management. Vol. 10, n°1, pp. 59–69.

Gessner M.O., et Chauvet E., 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. Ecology. Vol. 75, n°6, pp. 1807–1817.

Grimard Y., et Jones H.G., 1982. Trophic upsurge in new reservoirs: a model for total phosphorus concentrations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 39, n°11, pp. 1473–1483.

Gudasz C., Bastviken D., Steger K., Premke K., Sobek S., et Tranvik L.J., 2010. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. Nature. Vol. 466, n°7305, pp. 478-481.

Guérin F., 2006. Emission de gaz à effet de serre (CO_2, CH_4) par une retenue de barrage hydroélectrique en zone tropicale (Petit-Saut, Guyane Française) : Expérimentation et modélisation. Thèse de doctorat. Océan, atmosphère. [s.l.] : Université Paul Sabatier (Toulouse III). 248 p.

Guérin F., Abril G., De Junet A., et Bonnet M.-P., 2008. Anaerobic decomposition of tropical soils and plant material: Implication for the CO_2 and CH_4 budget of the Petit Saut Reservoir. Applied Geochemistry. Vol. 23, n°8, pp. 2272-2283.

Gulis V., et Suberkropp K., 2003. Interactions between stream fungi and bacteria associated with decomposing leaf litter at different levels of nutrient availability. Aquatic Microbial Ecology. Vol. 30, pp. 149-157.

Håkanson L., 1977. The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. Canadian Journal of Earth Sciences. Vol. 14, n°3, pp. 397-412.

Hall R.I., Leavitt P.R., Dixit A.S., Quinlan R., et Smol J.P., 1999. Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 56, n°6, pp. 1109–1121.

Hall S.J., Silver W.L., Timokhin V.I., et Hammel K.E., 2015. Lignin decomposition is sustained under fluctuating redox conditions in humid tropical forest soils. Global Change Biology. Vol. 21, n°7, pp. 2818-2828.

Hallot E., Benoit M., Stasse G., BouLvain F., Leclercq L., Petit F., et Juvigné E., 2012. L'envasement du lac de Butgenbach (Ardenne, Belgique). Bulletin de la Société géographique de Liège. Vol. 59, pp. 39–57.

Hambright K.D., Eckert W., Leavitt P.R., et Schelske C.L., 2004. Effects of historical lake level and land use on sediment and phosphorus accumulation rates in Lake Kinneret. Environmental science & technology. Vol. 38, n°24, pp. 6460-6467.

Hecky R.E., et McCullough G.K., 1984. Effect of impoundment and diversion on the sediment budget and nearshore sedimentation of Southern Indian Lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 41, n°4, pp. 567–578.

Hellsten S.K., 1997. Environmental factors related to water level regulation-a comparative study in northern Finland. Boreal Environment Research. Vol. 2, pp. 345–368.

Holz J.C., Hoagland K.D., Spawn R.L., Popp A., et Andersen J.L., 1997. Phytoplankton community response to reservoir aging, 1968–92. Hydrobiologia. Vol. 346, n°1-3, pp. 183-192.

Horeau V., Richard S., Vigouroux R., Guillemet L., et Cerdan P., 2005. Variabilités spatiales et temporelles de la qualité physico-chimique et des invertébrés pélagiques des eaux de la retenue hydroélectrique de Petit Saut (Guyane française). Revue des sciences de l'eau. Vol. 18, pp. 109.

Houel S., Louchouarn P., Lucotte M., Canuel R., et Ghaleb B., 2006. Translocation of soil organic matter following reservoir impoundment in boreal systems: Implications for in situ productivity. Limnology and Oceanography. Vol. 51, n°3, pp. 1497–1513.

IPCC., 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York : Cambridge University Press, 2013. 1535 p. ISBN : 978-1-107-05799-1.

Jigorel A., et Bertru G., 1993. Endogenic development of sediments in a eutrophic lake. Hydrobiologia. Vol. 268, n°1, pp. 45–55.

Junk W.J., Bayley P.B., et Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special publication of fisheries and aquatic sciences. Vol. 106, n°1, pp. 110-127.

Kimmel B.L., et Groeger A.W., 1986. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. *In* : Hall GE, Van Den Avyle MJ (éd.). Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. United State of America : American Fisheries Society, 1986. p. 103-109.

Kolding J., et Van Zwieten P.A.M., 2012. Relative lake level fluctuations and their influence on productivity and resilience in tropical lakes and reservoirs. Fisheries Research. Vol. 115-116, pp. 99-109.

Kristensen E., Ahmed S.I., et Devol A.H., 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: which is fastest?. Limnology and Oceanography. Vol. 40, n°8, pp. 1430–1437.

Lee C., 1992. Controls on organic carbon preservation: The use of stratified water bodies to compare intrinsic rates of decomposition in oxic and anoxic systems. Geochimica et Cosmochimica Acta. Vol. 56, n°8, pp. 3323-3335.

Léonard A., Augu H., Zégel P., et Kreutzenberger K., 2014. Référentiel des Obstacles à l'Ecoulement. [s.l.] : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatique. 30 p. Version 6.0.

Lima A.C., Agostinho C.S., Sayanda D., Pelicice F.M., Soares A.M.V.M., et Monaghan K.A., 2015. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. Hydrobiologia. Vol. 763, n°1, pp. 207-221.

Maeck A., DelSontro T., McGinnis D.F., Fischer H., Flury S., Schmidt M., Fietzek P., et Lorke A., 2013. Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots. Environmental Science & Technology. pp. 8130-8137.

Maerki M., Muller B., Dinkel C., et Wehrli B., 2009. Mineralization pathways in lake sediments with different oxygen and organic carbon supply. Limnology and Oceanography. Vol. 54, n°2, pp. 428.

Maleval V., 2009. Le lac de Saint-Pardoux. Evolution du littoral et sédimentation lacustre. Presses Universitaires Blaise Pascal. Clermont-Ferrand : Presses Universitaires Blaise Pascal, 2009. 166 p. (Nature & Sociétés). ISBN : 978-2-84516-432-1.

Martinet J., Guédant P., et Descloux S., 2016. Phytoplankton community and trophic status assessment of a newly impounded sub-tropical reservoir: case study of the Nam Theun 2 Reservoir (Lao PDR, Southeast Asia). Hydroécologie Appliquée. Vol. 19, pp. 173-195.

McCallister S.L., et Del Giorgio P.A., 2012. Evidence for the respiration of ancient terrestrial organic C in northern temperate lakes and streams. Proceedings of the National Academy of Sciences. Vol. 109, n°42, pp. 16963-16968.

McGinnis D.F., Greinert J., Artemov Y., Beaubien S.E., et Wüest A., 2006. Fate of rising methane bubbles in stratified waters: How much methane reaches the atmosphere?. Journal of Geophysical Research. Vol. 111, n°C9.

Medeiros A.O., Pascoal C., et Graça M.A.S., 2009. Diversity and activity of

aquatic fungi under low oxygen conditions. Freshwater Biology. Vol. 54, n°1, pp. 142-149.

Naselli-Flores L., 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. Hydrobiologia. Vol. 506, n°1-3, pp. 13–21.

Newbury R.W., et McCullough G.K., 1984. Shoreline erosion and restabilization in the Southern Indian Lake reservoir. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 41, n°4, pp. 558-566.

Northcote T.G., et Atagi D.Y., 1997. Ecological interactions in the flooded littoral zone of reservoirs: the importance and role of submerged terrestrial vegetation with special reference to fish, fish habitat and fisheries in the Nechako Reservoir of British Columbia, Canada. Canada : Ministry of Environment, Lands and Parks, 1997.

Nowlin W.H., Davies J.-M., Nordin R.N., et Mazumder A., 2004. Effects of Water Level Fluctuation and Short-Term Climate Variation on Thermal and Stratification Regimes of a British Columbia Reservoir and Lake. Lake and Reservoir Management. Vol. 20, n°2, pp. 91-109.

Ostrofsky M.L., 1978. Trophic Changes in Reservoirs; An Hypothesis Using Phosphorus Budget Models. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. Vol. 63, n°4, pp. 481-499.

Ostrovsky I., McGinnis D.F., Lapidus L., et Eckert W., 2008. Quantifying gas ebullition with echosounder: the role of methane transport by bubbles in a medium-sized lake. Limnology and Oceanography: Methods. Vol. 6, n°2, pp. 105–118.

Pourriot R., et Meybeck M., 1995. Limnologie générale. [s.l.] : MASSON. 956 p. (Ecologie 25). ISBN : 2-225-84687-1.

Qiu S., et McComb A.J., 2002. Interrelations between iron extractability and phosphate sorption in reflooded air-dried sediments. Hydrobiologia. Vol. 472, n°1-3, pp. 39–44.

Roden E.E., et Wetzel R.G., 1996. Organic carbon oxidation and suppression of methane production by microbial Fe (III) oxide reduction in vegetated and unvegetated freshwater wetland sediments. Limnology and Oceanography. Vol. 41, n°8, pp. 1733–1748.

Ryding S.-O., et Rast W., 1993. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Paris : Elsevier Masson. 294 p.(Collection Sciences de l'environnement, 9) ISBN : 2-225-84393-7.

Saint Louis V.L., Kelly C.A., Duchemin É., Rudd J.W., et Rosenberg D.M., 2 000. Reservoir Surfaces as Sources of Greenhouse Gases to the Atmosphere: A Global Estimate. BioScience. Vol. 50, n°9, pp. 766–775.

Scott K.J., Kelly C.A., et Rudd J.W., 1999. The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. Biogeochemistry. Vol. 47, n°2, pp. 187–202.

Serça D., Deshmukh C., Pighini S., Oudone P., Vongkhamsao A., Guédant P., Rode W., Godon A., Chanudet V., Descloux S., et Guérin F., 2016. Nam Theun 2 Reservoir four years after commissioning: significance of drawdown methane emissions and other pathways. Hydroécologie Appliquée. Vol. 19, pp. 119-146.

Sobek S., DelSontro T., Wongfun N., et Wehrli B., 2012. Extreme organic carbon burial fuels intense methane bubbling in a temperate reservoir. Geophysical Research Letters. Vol. 39, n°1.

Sobek S., Durisch-Kaiser E., Zurbrügg R., Wongfun N., Wessels M., Pasche N., et Wehrli B., 2009. Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source. Limnology and Oceanography. Vol. 54, n°6, pp. 2243.

Soumis N., Duchemin É., Canuel R., et Lucotte M., 2004. Greenhouse gas emissions from reservoirs of the western United States. Global Biogeochemical Cycles. Vol. 18, n°3.

Tang X., Wu M., Li Q., Lin L., et Zhao W., 2014. Impacts of water level regulation on sediment physic-chemical properties and phosphorus adsorption–desorption behaviors. Ecological Engineering. Vol. 70, pp. 450-458.

Teodoru C.R., Prairie Y.T., et Del Giorgio P.A., 2011. Spatial Heterogeneity of Surface CO_2 Fluxes in a Newly Created Eastmain-1 Reservoir in Northern Quebec, Canada. Ecosystems. Vol. 14, n°1, pp. 28-46.

Thornton K.W., Kimmel B.L., et Payne F.E., 1990. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. United State of America : John Wiley and Sons, 1990. 246 p. ISBN : 978-0-471-88501-6.

Tranvik L.J., Downing J.A., Cotner J.B., Loiselle S.A., Striegl R.G., Ballatore T.J., Dillon P., Finlay K., Fortino K., Knoll L.B., Kortelainen P.L., Kutser T., Larsen S., Laurion I., Leech D.M., McCallister S.L., McKnight D.M., Melack J.M., Overholt E., Porter J.A., Prairie Y., Renwick W.H., Roland F., Sherman B.S., Schindler D.W., Sobek S., Tremblay A., Vanni M.J., Verschoor A.M., Wachenfeldt E.V., et Weyhenmeyer G.A., 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. Limnology and Oceanography. Vol. 54, n°6 part 2, pp. 2298-2314.

Turgeon K., Solomon C.T., Nozais C., et Gregory-Eaves I., 2016. Do novel ecosystems follow predictable trajectories? Testing the trophic surge hypothesis in reservoirs using fish. Ecosphere. Vol. 7, n°12.

Van Metre P.C., Callender E., et Fuller C.C., 1997. Historical trends in organochlorine compounds in river basins identified using sediment cores from reservoirs. Environmental Science & Technology. Vol. 31, n°8, pp. 2339-2344.

Vilhena L.C., Hillmer I., et Imberger J., 2010. The role of climate change in the occurrence of algal blooms: Lake Burragorang, Australia. Limnology and Oceanography. Vol. 55, n°3, pp. 1188-1200.

Walter K.M., Chanton J.P., Chapin F.S., Schuur E.A.G., et Zimov S.A., 2008. Methane production and bubble emissions from arctic lakes: Isotopic implications for source pathways and ages. Journal of Geophysical Research. Vol. 113.

Walter K.M., Smith L.C., et Stuart Chapin F., 2007. Methane bubbling from northern lakes: present and future contributions to the global methane budget. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences. Vol. 365, n°1856, pp. 1657-1676.

Wantzen K.M., Junk W.J., et Rothhaupt K.-O., 2008. An extension of the flood-pulse concept (FPC) for lakes. Hydrobiologia. Vol. 613, n°1, pp. 151-170.

Watts C.J., 2 000. Seasonal phosphorus release from exposed, re-inundated littoral sediments of two Australian reservoirs. Hydrobiologia. Vol. 431, n°1, pp. 27-39.

Weissenberger S., Lucotte M., Houel S., Soumis N., Duchemin É., et Canuel R., 2010. Modeling the carbon dynamics of the La Grande hydroelectric complex in northern Quebec. Ecological Modelling. Vol. 221, n°4, pp. 610-620.

Zohary T., et Ostrovsky I., 2011. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. Inland Waters. Vol. 1, n°1, pp. 47-59.