

CHAPITRE V PHYSICO-CHIMIE

Coordinatrice :

Catherine Grimaldi

Rédacteurs :

Catherine Grimaldi, Jean-Marcel Dorioz, Sabine Sauvage, Marc Babut

Contributeur secondaire :

Julien Tournebize

CHAPITRE V Physico-chimie	1
V.1 Analyse du corpus bibliographique	5
V.2 Introduction	7
V.3 Effet d'une retenue sur la qualité physico-chimique de l'eau	8
V.3.1 Effet sur la température et l'oxygène dissous	9
V.3.1.a- <i>Processus en jeu au sein de la retenue</i>	9
V.3.1.b- <i>Impacts d'une retenue sur la température et la teneur en oxygène</i>	13
V.3.1.b.i- <i>Démarche proposée pour l'évaluation</i>	13
V.3.1.b.ii- <i>Les impacts à l'aval de la retenue</i>	14
V.3.2 Effet d'une retenue sur l'Azote	16
V.3.2.a- <i>Rappels sur les enjeux et processus</i>	16
V.3.2.a.i- <i>Sources d'azote dans la retenue</i>	17
V.3.2.a.ii- <i>Puits d'azote dans la retenue</i>	17
V.3.2.b- <i>Méthodes mises en œuvre dans les articles</i>	18
V.3.2.b.i- <i>Comparaison des flux d'azote par des mesures entrées-sorties</i>	18
V.3.2.b.ii- <i>Comparaison des flux d'azote par des modélisations entrées – sorties</i>	18
V.3.2.b.iii- <i>Mesures des processus affectant l'azote directement dans les retenues</i>	21
V.3.2.c- <i>Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs</i>	22
V.3.2.d- <i>Analyse critique</i>	25
V.3.3 Effet d'une retenue sur le Phosphore.....	27
V.3.3.a- <i>Rappel sur les enjeux et sur les processus</i>	27
V.3.3.a.i- <i>Une grande variété de formes pour le phosphore</i>	27
<i>Spéciation du P dans l'environnement</i>	28
V.3.3.a.ii- <i>Un seul enjeu autour du phosphore : l'eutrophisation</i>	29
V.3.3.b- <i>Fonction des plans d'eau dans la dynamique générale du phosphore dans les hydro systèmes</i>	31
V.3.3.b.i- <i>Cycle du Phosphore dans les plans d'eau</i>	31
V.3.3.c- <i>Méthodes mises en œuvre dans la littérature</i>	33
V.3.3.d- <i>Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs</i>	35
V.3.3.d.i- <i>Dans le plan d'eau</i>	35
Risque d'eutrophisation de la retenue	35
Fonction de rétention du P (RTP)	36
Caractérisation et variabilités des stocks benthiques de P	37
Fonction de convertisseur et flux aux interfaces eau – sédiments (charge interne)	39
V.3.3.d.ii- <i>Dans le réseau hydrographique</i>	40

V.3.3.e- <i>Récapitulatif et discussion</i>	40
V.3.4 Effet d'une retenue sur les Eléments Trace Métalliques	42
V.3.4.a- <i>Rappel sur les enjeux et sur les processus</i>	43
V.3.4.b- <i>Méthodes mises en œuvre dans les articles</i>	44
V.3.4.c- <i>Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs</i>	45
<i>Indicateurs utilisés</i>	46
V.3.4.d- <i>Analyse critique ou discussion</i>	46
V.3.5 Effet d'une retenue sur les Pesticides.....	47
V.3.5.a- <i>Méthodologie employée</i>	47
V.3.5.a.i- <i>Expérimentation de laboratoire de microcosme</i>	47
V.3.5.a.ii- <i>Etudes spécifiques sur sédiments</i>	47
V.3.5.a.iii- <i>Expérimentation en mésocosme</i>	48
V.3.5.a.iiii- <i>Suivi in situ</i>	48
V.3.5.b- <i>Synthèse des résultats</i>	51
V.3.5.b.i- <i>Processus</i>	51
Hydrolyse – Photolyse	51
Dégradation biologique	52
Participation de la végétation à la rétention	52
La sorption :	52
V.3.5.b.ii- <i>Mésocosme Microcosme</i>	53
V.3.5.b.iii- <i>In situ</i>	53
Influence des caractéristiques respectives du réservoir et du BV Amont	59
Résultats dans la colonne d'eau	59
Résultats dans les sédiments	60
V.3.5.b.iiii- <i>Exploitation des données</i>	61
Approche statistique	61
Approche de modélisation statistique proposée par (Battaglin <i>et al.</i> , 2000)	63
V.3.5.c- <i>Conclusions</i>	64
V.3.6 Gaz à effet de serre et séquestration du carbone	65
V.3.6.a- <i>Rappel sur les enjeux et sur les processus</i>	65
V.3.6.b- <i>Méthodes mises en œuvre dans les articles</i>	66
V.3.6.c- <i>Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs</i>	67
V.3.6.d- <i>Analyse critique ou discussion</i>	72
V.3.7 Effet sur la qualité globale physico-chimique	73
V.3.8 L'eutrophisation dans une retenue.....	76

V.4 Effets cumulés des retenues sur les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau.....	78
V.4.1 Effets cumulés des retenues sur la Température et la teneur en Oxygène.....	79
V.4.2 Effets cumulés des retenues sur le devenir de l'Azote.....	80
<i>V.4.2.a- Caractéristiques de la bibliographie analysée.....</i>	<i>80</i>
<i>V.4.2.b- Concepts, démarche et méthodes pour aborder le cumul.....</i>	<i>81</i>
<i>V.4.2.c- Données et observations disponibles, déterminants et indicateurs.....</i>	<i>83</i>
Cas 1 : quelques grands réservoirs en série sur une même rivière.....	83
Cas 2 : réseau hydrographique avec de nombreux lacs.....	85
Cas 3 : bassins versants avec de nombreux lacs et/ou retenues.....	86
<i>V.4.2.d- Analyse critique et perspectives pour l'évaluation de l'impact cumulé.....</i>	<i>87</i>
V.4.3 Effets cumulés des retenues sur le Phosphore.....	90
<i>V.4.3.a- Résultats acquis.....</i>	<i>91</i>
<i>V.4.3.b- Discussion. Hypothèses.....</i>	<i>91</i>
V.4.4 Effets cumulés sur l'émission des Gaz à Effet de Serre.....	92
<i>V.4.4.a- Concepts, démarche et méthodes pour aborder le cumul.....</i>	<i>92</i>
<i>V.4.4.b- Données et observations disponibles, déterminants et indicateurs.....</i>	<i>92</i>
<i>V.4.4.c- Analyse critique et perspectives pour l'évaluation de l'impact cumulé.....</i>	<i>94</i>
V.4.5 Effets cumulés des retenues sur la qualité physico-chimique des cours d'eau : Approches conceptuelles	95
<i>V.4.5.a- Etude des effets cumulés des zones humides.....</i>	<i>95</i>
<i>V.4.5.b- Effets cumulés de lacs naturels.....</i>	<i>97</i>
<i>V.4.5.c- Effets cumulés de retenues.....</i>	<i>103</i>
V.4.6 Conclusion sur l'effet cumulé des retenues sur les variables physico-chimiques.....	104
Références bibliographiques	108

V.1 ANALYSE DU CORPUS BIBLIOGRAPHIQUE

Les requêtes bibliographiques ont porté sur les mots clés (dam* OR reservoir* OR pond*) – OR tank* a été tenté sans fournir des références très pertinentes – associés aux différentes variables physico-chimiques considérées séparément : par exemple (dam* OR reservoir* OR pond*) AND (nitrogen OR nitrate OR ammonia), ou bien (dam* OR reservoir* OR pond*) AND (temperature).

Pour l'effet d'une retenue*¹, les requêtes bibliographiques ont été restreintes à la période 2000-2015, ce qui produisait déjà un grand nombre de références, et ont été complétées sur quelques points par des références plus anciennes ou de la littérature grise. Pour l'effet cumulé, il n'y a pas eu de critère de date, et les mots-clés sur l'objet « retenue » ont été mis au pluriel (dams OR reservoirs OR ponds) et croisés avec les mêmes variables physico-chimiques. Le nombre de références portant sur des retenues seules est élevé, alors que les références abordant un effet cumulé sont très rares. Par exemple, pour l'azote le nombre de publications correspondant à la requête était supérieur à 300 pour une retenue seule, dont 48 jugées pertinentes et finalement 32 utilisées ; par comparaison 4 références seulement concernaient le cumul de retenues. Du coup, pour pouvoir aborder la question du cumul, il a souvent fallu s'intéresser à des objets autres que les retenues, comme des lacs ou des zones humides. Le cumul est le plus souvent traité de façon conceptuelle. Par ailleurs, l'essentiel des retenues traitées dans les articles sont des retenues sur cours d'eau, les retenues collinaires ne sont quasiment jamais étudiées. Les références concernant les petites retenues sont relativement peu nombreuses, mais les travaux qui s'y rapportent ont été examinés plus particulièrement.

Pour l'azote, la très grande majorité des publications s'attache au devenir de N dans les retenues, à décrire les processus actifs ou à les quantifier. L'objectif peut être de s'intéresser soit à la qualité de l'eau dans la retenue autour de l'enjeu «eutrophisation » pour lequel N est un facteur déclenchant, soit à la qualité de l'eau dans la rivière à l'aval de la retenue autour de l'enjeu pollution par le nitrate et dépassement d'un seuil réglementaire, les deux enjeux étant bien sûr liés. L'enjeu émission de N₂O sera traité dans le chapitre sur les gaz à effet de serre. De nombreuses références concernent des barrages en Chine, dont le barrage des Trois Gorges : cette littérature chinoise n'a été que peu analysée, à cause de la taille des réservoirs bien loin des retenues françaises. Ces grands barrages hydroélectriques sont toutefois situés dans des régions agricoles et révèlent souvent des problèmes importants d'eutrophisation.

Pour le phosphore, les références issues des requêtes bibliographiques réalisées pour les années 2000-2015 ont été complétées par des références plus anciennes référencées dans ces articles et par des ouvrages. Des chercheurs spécialistes de la thématique ont également été sollicités : D Wang professeur de LandscapeEcology (UVM, Univ du Vermont USA), A Michaud de l'IRDA (Québec), et des limnologues du CARRETEL. Au total, une trentaine de publications académiques ont été retenues (ce ne sont pas forcément les plus innovantes), auxquelles s'ajoutent 5 articles sur des problématiques équivalentes dans le contexte des zones humides (effets cumulés), ainsi que quelques articles de synthèse sur l'eutrophisation et la biogéochimie du phosphore. Là aussi de nombreuses références concernent des barrages, parfois de grande taille (beaucoup de travaux en Chine) créés sur des cours d'eau, souvent pour des fonctions hydroélectriques ou multi usages.

Pour **les Eléments Trace Métalliques** (ETM), les requêtes appliquées ont pointé une cinquantaine de références ; celles-ci peuvent en premier lieu être regroupées en fonction du type de milieu : barrages (*dams*) ; ouvrages (*ponds*) de décantation des eaux pluviales. Quelques références traitent de milieux particuliers comme les ouvrages de stabilisation des boues d'épuration (*stabilization ponds*) ou des retenues associées à des centrales électriques (nucléaires).

¹ Les termes signalés par un astérisque *sont définis dans un glossaire en fin de rapport

De façon intéressante, quand on passe de 8 à 5 occurrences, les mots clés, qui étaient jusque-là focalisés essentiellement sur la physico-chimie (en lien avec les requêtes réalisées sur ces variables), commencent à rendre compte des impacts, mais aussi de l'environnement de la ou des retenues. Apparaissent ainsi les mots clés : algue, poisson, bioaccumulation, toxicité, cyanobactérie, zone humide, mais aussi agriculture, bassin versant, écoulement, inondation, zone humide artificielle (constructed wetland).

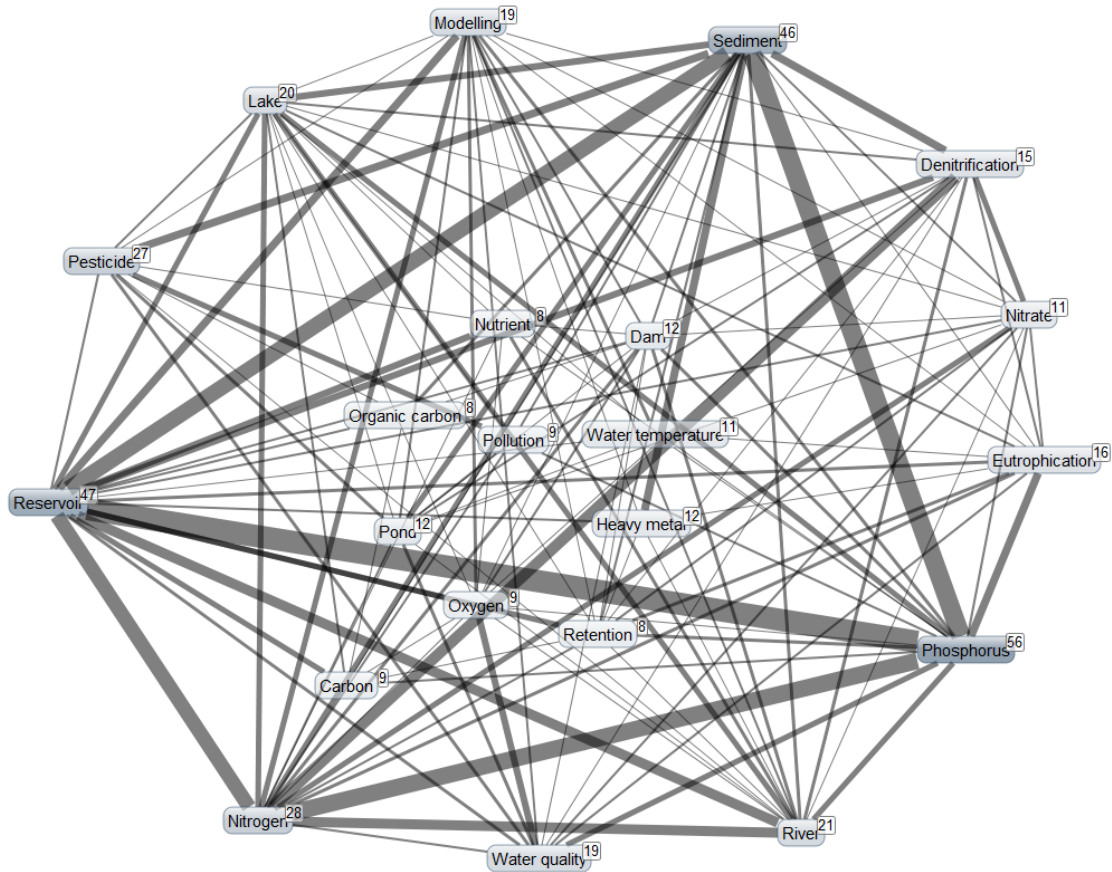


Figure 2 : Analyse des mots clés (à partir de 8 occurrences).

V.2 INTRODUCTION

La « qualité physico-chimique » d'une eau est une notion associée à la gestion environnementale des milieux aquatiques. Elle exprime les effets attendus de sa composition sur les divers usages de l'eau et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Elle intervient en particulier dans l'évaluation de l'état écologique d'une masse d'eau de la DCE. Elle s'apprécie à travers un ensemble de paramètres physiques et chimiques divers (température, pH, turbidité, concentrations dissoutes et particulaires, minérales et organiques, macro ou micropolluants, etc.), plus ou moins interdépendants et comparés à des normes environnementales basées sur des exigences relatives aux usages ou des connaissances sur la réponse des écosystèmes aquatiques.

Dans le présent rapport d'expertise, ce chapitre aborde l'effet d'une retenue puis d'un cumul de retenues sur les paramètres et éléments suivants : température, oxygène dissous, azote, phosphore, métaux lourds, pesticides, gaz à effet de serre².

Dans un premier temps la bibliographie a été analysée en considérant séparément chacune de ces variables. Ce choix est justifié par la diversité des processus affectant chacune d'entre elles et par conséquent la diversité de leurs déterminants. Les publications scientifiques sont d'ailleurs souvent dédiées à une seule variable de qualité de l'eau, ou les associent parfois deux par deux (température et oxygène, azote et phosphore...). Par ailleurs, non seulement les processus de transformations biogéochimiques sont très variés et spécifiques à chaque variable, mais le comportement des différentes espèces chimiques varie fortement selon qu'elles sont essentiellement sous forme dissoute ou bien adsorbées sur des particules solides, avec parfois dans certaines conditions possibilité de changement de phase entre dissous et particulaire.

Or, il existe de nombreuses interactions entre toutes ces variables, soit parce qu'elles participent ensemble à certains processus de transformation physico-chimique, soit parce qu'elles influencent ensemble la qualité biologique du réseau hydrographique. Ce qui justifie de les considérer simultanément, pour comprendre l'effet cumulé des retenues sur la qualité physico-chimique et biologique de l'eau. Par ailleurs, même si ces variables sont affectées par des processus variés, ceux-ci sont sous la dépendance d'un petit nombre de processus physiques pouvant expliquer pourquoi les retenues ont un effet particulier sur la qualité de l'eau.

C'est pourquoi dans un second temps, à l'échelle d'une retenue comme à l'échelle du cumul nous avons cherché à dégager les interactions entre variables, leurs déterminants communs pour tenter d'analyser l'effet d'une retenue ou du cumul par une approche plus globale de la qualité physico-chimique de l'eau. L'eutrophisation est plus particulièrement développée dans cette partie, comme un exemple de processus écologique lié directement à la qualité de l'eau, faisant intervenir plusieurs variables physico-chimiques et représentant un enjeu majeur pour les retenues dans de nombreuses régions.

V.3 EFFET D'UNE RETENUE SUR LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU

Les retenues modifient les caractéristiques de l'eau transformant un système lotique en un système lentique, de type «rivières» à «lacs», affectant non seulement l'hydrologie et la morphologie du cours d'eau mais aussi les composantes physiques, chimiques et biologiques.

² Notons que le pH n'a pas été étudié spécifiquement comme une variable physico-chimique pouvant être affectée par les retenues. Le pH de l'eau influence en effet la grande majorité des transformations biogéochimiques dans la retenue mais il est aussi la résultante de toutes ces réactions. Son évolution est d'une grande complexité car non seulement liée à la consommation ou la libération d'H⁺ selon les réactions, mais aussi dépendant du pouvoir tampon de l'eau qui amortit ses variations. Certains cas d'acidification significative de l'eau des réservoirs ont été cependant recensés lorsque le milieu submergé contient de la pyrite ou d'autres minéraux sensibles aux conditions d'oxydo-réduction (Canovas *et al.*, 2016).

V.3.1 Effet sur la température et l'oxygène dissous

V.3.1.a- Processus en jeu au sein de la retenue

Ces modifications hydro-morphologiques affectent les temps de séjour et les volumes d'eau en présence, la température avec une possible stratification thermique, variable dans le temps en fonction de la structure et du fonctionnement de la retenue, l'oxygène en lien direct avec la température mais aussi en fonction des processus biogéochimiques impliqués. La modification des concentrations en oxygène peut aller de l'anoxie à la sur-saturation.

La température est un régulateur important de la plupart des phénomènes, physiques, chimiques et biologiques. En particulier la température, en conjonction avec la disponibilité des nutriments et la dynamique saisonnière des conditions d'éclairage, contrôle la productivité primaire. Les réservoirs agissent comme des régulateurs thermiques qui tamponnent les fluctuations saisonnières notamment pour les réservoirs profonds et à court terme de la température, qui sont caractéristiques de nombreux cours d'eau naturels. Le temps de résidence élevé permet la mise à l'équilibre de la température de l'eau avec celle de l'air pour les retenues peu profondes. Pour les retenues plus profondes la masse importante d'eau permet le stockage de chaleur emmagasinée en été et produit un cycle saisonnier caractéristique du comportement thermique de la retenue (Figure 3). Selon l'emplacement géographique, notamment des conditions climatiques et des localisations spatiales (altitudes, plaines), les conditions météorologiques et climatiques ont tendance à produire une stratification thermique marquée de l'eau dans réservoirs profonds (Hutchinson, 1957). Cette stratification a été particulièrement décrite pour les lacs tempérés de montagne profonds. La formation de couches thermiques est liée à un gradient de température, en fonction de la profondeur, qui entraîne un gradient de densité de l'eau. Plus la température est basse, plus la densité de l'eau augmente. La structure d'un lac tempéré dépend donc de la température de l'air et des rayons incidents du soleil. En effet, en période estivale, les rayons du soleil réchauffent les couches supérieures du lac qui seront homogénéisées par le vent. L'eau ainsi réchauffée va rester en surface, c'est ce qu'on appellera l'épilimnion. La stratification thermique se continue par une couche de transition. La couche profonde, l'hypolimnion, a une température basse. Tout l'été l'épilimnion se réchauffe. En automne, face au refroidissement de l'air les couches superficielles ne sont plus réchauffées, les eaux plus denses descendent ; ceci jusqu'à l'homogénéisation complète de la colonne d'eau. C'est une période de circulation thermique. En hiver une stratification inverse s'observe avant de retrouver un brassage des eaux.

On distingue ainsi trois couches thermiques: (i) en surface une couche chaude, qui peut être mélangée par le vent, l'épilimnion; (ii) en profondeur, une couche froide, dense, l'hypolimnion et (iii) une couche intermédiaire qui présente un fort gradient de température, la thermocline, encore appelée métalimnion (Figure 4).

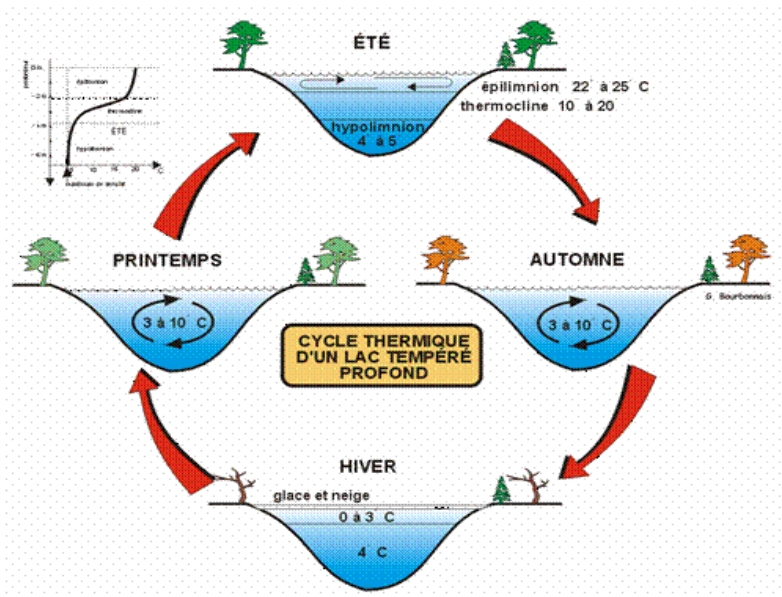


Figure 3 : Cycle thermique caractéristique des lacs tempérés dicmitiques (deux périodes de stratification). D'après G. Bourbonnais (<http://ici.cegep-ste-foy.qc.ca>).

Cependant, la stratification verticale et les cycles peuvent varier en fonction du climat et de la morphologie du lac (Figure 4). En particulier, pour des lacs très profonds par rapport à leur superficie, le refroidissement et les tempêtes hivernales ne permettant pas toujours un brassage complet de la colonne d'eau (Boehrer et Schultze, 2008).

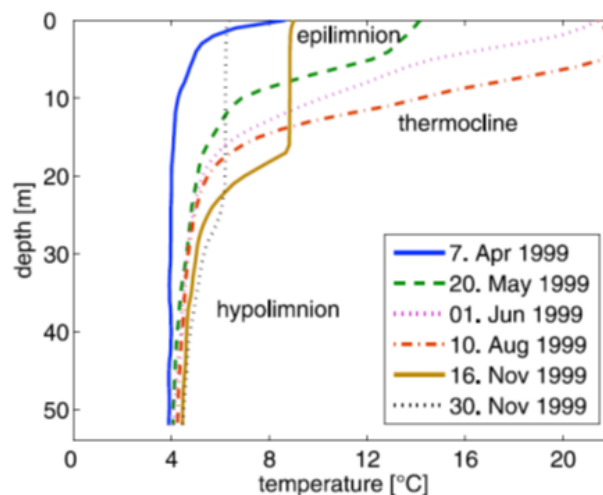


Figure 4 : Profils de température dans le lac Mondsee, en Autriche, à plusieurs dates pendant la période de stratification de l'année 1999. D'après Boehrer et Schultze, 2008. Profils de température que l'on trouve aussi dans nos lacs nationaux comme le Lemane ou le Bourget.

Un grand nombre de lacs dans le monde présentent une stratification thermique. La plupart des grands lacs, mais aussi des lacs de taille moyenne et des petits lacs, n'ont pas de recirculation suffisante pour permettre une homogénéisation de la colonne d'eau. Cette stratification permanente a un impact décisif sur la distribution des éléments dissous comme les nutriments et l'oxygène (Figure 4 et Figure 5) et détermine donc la dynamique de la biocénose dans le lac [e.g., (Gaedke *et al.*, 1998) ; (George et Hewitt, 2006) ; (Thackeray, George *et al.*, 2006)].

De nombreux ouvrages d'hydrobiologie et de limnologie décrivent les connaissances de base sur la stratification et la circulation des lacs [e.g., (Forel, 1901) ; (Ruttner, 1940) ; (Cole, 1983)].

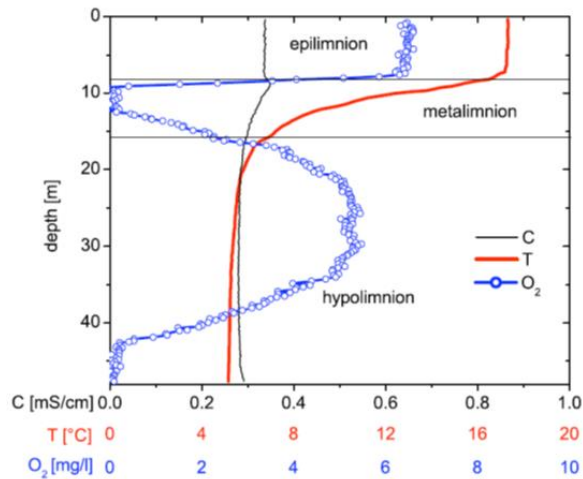


Figure 5 : Profil de température (T), de conductivité (C) et de teneur en oxygène dissous (O₂) dans le lac Arendsee (Allemagne) le 6 septembre 2000. Boehrer et Schultze, 2008.

A cause de ces gradients importants, la thermocline peut former son propre habitat pour la biocénose et le biotope et constituer un écosystème à part entière. Comme conséquence, une couche spécifique peut être identifiée avec sa propre caractéristique appelée le métalimnion. En particulier dans les lacs riches en nutriments, la décomposition de la matière organique entraîne une forte diminution en oxygène. Au contraire, si la lumière peut pénétrer jusqu'à la thermocline et y activer la photosynthèse, l'oxygène peut augmenter dans cette zone et un maximum d'oxygène peut être atteint. Occasionnellement ce phénomène peut être atteint dans les lacs mésotrophes (Feuillade, 1985), et plus couramment si les cyanobactéries par exemple se maintiennent dans la thermocline ce phénomène.

Dans la thermocline le gradient de température peut aller jusqu'à 2°C par mètre. Une série de facteurs, dont les caractéristiques climatiques et la turbulence contrôlent l'intensité de la stratification thermique. Les réservoirs les plus proches de l'équateur sont les moins susceptibles de devenir stratifiés. Ailleurs, le facteur déterminant global est la variable d'entrée de l'énergie solaire. Les réservoirs peu profonds répondent plus rapidement aux fluctuations de l'atmosphère et sont moins susceptibles de devenir stratifiés. Des vents forts peuvent aller jusqu'à affecter la thermocline.

Une conséquence possible de la transition d'un système lotique à un système lentique est la diminution des teneurs en oxygène dissous pouvant aller jusqu'à l'anoxie. La partie amont du réservoir reçoit la matière organique facilement dégradable d'origine fluviale, qui se dépose sur le fond et peut y être minéralisée. La matière organique autochtone (produite par la sénescence de la production primaire, par exemple, les algues) sédimente également et peut être décomposée. Cette décomposition de matière organique consomme de l'oxygène. La stratification thermique réduisant les échanges entre les eaux de surface et les eaux profondes, des conditions anoxiques peuvent s'établir au fond de la retenue (Cook *et al.*, 1993).

Les conditions anoxiques sont souvent rencontrées dans les réservoirs récents (Petts, 1984). Nouvellement inondés, le sol et la végétation peuvent agir pendant une période limitée de temps comme une source de matière organique dont la décomposition va consommer l'oxygène.

Les variations dans les facteurs météorologiques déclenchent souvent des fluctuations des paramètres de qualité de l'eau, comme la température, le pH et l'oxygène dissous (OD), à la fois saisonnières et diurnes. Il n'est pas rare d'observer une sursaturation d'oxygène dissous entre 300% et 400% dans les couches de surface de retenues contenant des quantités importantes d'algues ou de végétaux lors des après-midis ensoleillés chaudes dans les régions tropicales notamment mais pas seulement. Par ailleurs, la réponse est modulée par le type de végétation présente et sa densité. Par exemple, il a été constaté que les macrophytes dans le lac Ogallala avaient un effet important sur les teneurs en oxygène dissous dans le lac. À une densité de

macrophytes moyenne d'environ 6360 g/m² (poids humide) en 2000, la teneur en oxygène a fluctué quotidiennement d'environ 3 mg/L à 12 mg/L. À une densité de macrophytes moyenne d'environ 2120 g/m² (poids humide) en 2002, le OD a fluctué d'environ 5 mg/L à environ 9 mg/L tous les jours (Stansbury et Admiraal, 2004). Enfin, pour une pression atmosphérique déterminée, la concentration de l'oxygène dissous croît quand la température de l'eau s'abaisse et inversement.

Enfin les gradients thermiques et de teneur en oxygène ont un effet non négligeable sur les transferts des éléments dissous et particulaires, qu'ils soient organiques ou inorganiques, et les contaminants, à la fois pour les fractions dissoutes et particulaires. Les phénomènes de diffusion, de mélange et de sédimentation des éléments dissous et particulaires d'une couche à l'autre dans la colonne d'eau dépendent des phénomènes de stratification thermique et donc de l'emplacement de la thermocline et de l'oxycline. On pourrait résumer cela sous la forme de la Figure 6.

En résumé, une possible **stratification** de la colonne d'eau se crée du fait du l'équilibrage de la température de l'eau avec la température de l'air dans les couches de surface pour des réservoirs profonds. En été la température de l'eau stockée dans la retenue et non renouvelée a tendance à augmenter lorsque le temps de résidence augmente, ce qui diminue la solubilité de l'oxygène dans l'eau. La stratification empêche l'apport d'oxygène aux couches de fond, alors que la dégradation des matières organiques continue d'y consommer de l'oxygène, ce qui peut conduire l'apparition d'anoxies. Outre l'apparition de conditions réductrices et ses conséquences, l'anoxie favorise par exemple la dénitrification. Cette stratification, comme illustrée sur la Figure 6, contrôle les gradients d'oxygène et aussi les phénomènes de diffusion, mélange et sédimentation des éléments dissous et particulaires d'une couche à l'autre ainsi que les processus de minéralisation et de production primaire dans la colonne d'eau.

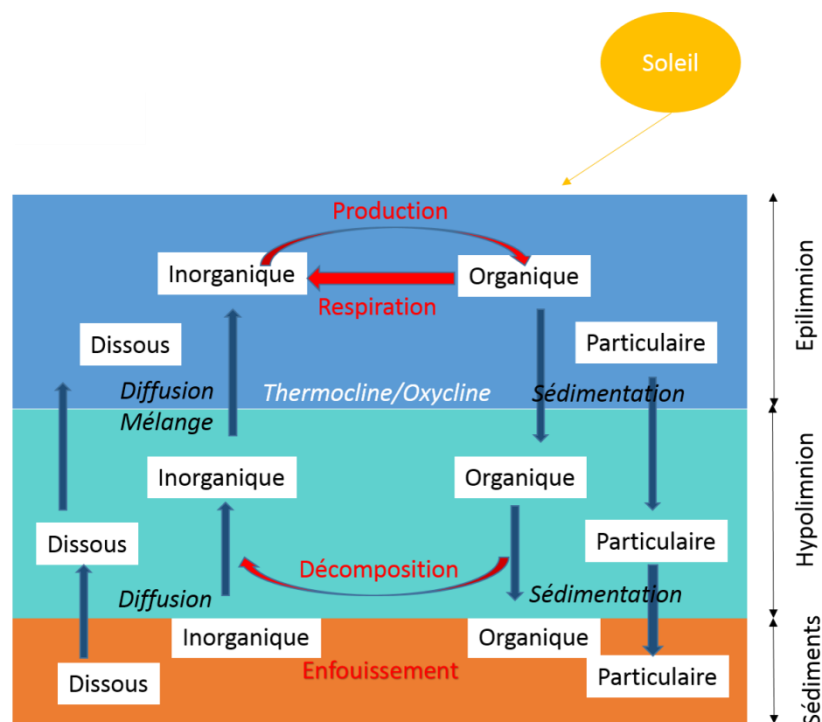


Figure 6 : Principaux effets potentiels des gradients thermiques et d'oxygène.

V.3.1.b- Impacts d'une retenue sur la température et la teneur en oxygène

V.3.1.b.i- Démarche proposée pour l'évaluation

(Bergkamp *et al.*, 2000) ont proposé une classification des impacts des retenues (grands barrages), en se basant sur l'état de l'art des connaissances. Dans la démarche qu'ils préconisent, une évaluation initiale de l'échelle et de la variabilité des impacts est suivie par une analyse des impacts spécifiques sur l'écosystème, divisé en compartiments selon Petts (1984). Il suggère la répartition des impacts en 3 classes présentées dans le chapitre introductif (Figure 3), qui est utilisée pour la structure de base de l'évaluation. Les impacts de premier ordre sont les effets immédiats abiotiques qui se produisent simultanément avec la fermeture du barrage et influencent le transfert d'énergie et de matières vers et dans la rivière en aval, et qui relient les écosystèmes (par exemple les changements de débit, qualité de l'eau et de la charge de sédiments). La température et l'oxygène font partie des paramètres associés à l'impact d'ordre 1. Les impacts de second ordre sont les changements abiotiques et biotiques de l'écosystème dans la retenue et en aval, la structure et la production primaire, qui résultent des effets de premier ordre. Les impacts de troisième ordre sont les changements à long terme, résultant de l'évolution de paramètres biotiques et de l'effet intégré de tous les changements de premier et de second ordre. Les interactions complexes peuvent se dérouler sur plusieurs années avant qu'un nouvel équilibre écologique soit atteint. Cette approche est adoptée pour les deux zones, la retenue elle-même et en aval d'une retenue, suivie d'une évaluation des impacts spécifiques sur la biodiversité et les impacts cumulatifs dans le bassin versant.

Tableau 1 : Types d'impacts engendrés par un barrage, en amont et en aval du barrage. D'après Bergkamp (2000).

Position par rapport au barrage	Catégorie d'impact	Impact
Amont	Impact du 1 ^{er} ordre	Modification du régime thermique
		Accumulation de sédiment dans le réservoir
		Changement de qualité de l'eau
		Eau souterraine autour du réservoir
	Impact du 2 ^{ème} ordre	Plancton et périphyton
		Croissance de macrophytes aquatiques
		Végétation riparienne
	Impact du 3 ^{ème} ordre	Invertébrés, poissons, oiseaux et mammifères
	Aval	Impact du 1 ^{er} ordre
Flux de sédiment réduits		
Evolution de la morphologie du chenal, de la plaine d'inondation, et du delta côtier		
Nappe souterraine dans la zone riparienne		
Température de l'eau, pollution thermique		
Formation de glace		
Impact du 2 ^{ème} ordre		Plancton et périphyton
		Croissance de macrophytes aquatiques
		Végétation riparienne
		Flux de carbone, distorsion du cycle
Impact du 3 ^{ème} ordre		Invertébrés, poissons, oiseaux et mammifères
		Impacts estuariens
		Impacts marins

V.3.1.b.ii- Les impacts à l'aval de la retenue

La stratification thermique dans la retenue et le gradient d'oxygène induit conditionnent directement la qualité de l'eau, et donc l'impact à l'aval de la retenue. Les facteurs importants sont les gradients thermiques et les gradients d'oxygène dans la retenue et de la façon dont l'eau est restituée vers l'aval, en sur-verse (déversement d'eau de l'épilimnion) ou en sous-verse (vidange d'eaux de l'hypolimnion). Un approvisionnement suffisant en oxygène dissous est essentiel pour l'intégrité des écosystèmes fluviaux. Si l'eau restituée provient des zones profondes, elle peut être très pauvre en oxygène, notamment pendant les périodes de stratification thermique. Dans la rivière en aval, les échanges avec l'atmosphère peuvent à nouveau augmenter les concentrations d'oxygène dissous. La ré-aération est plus rapide si la rivière est plus

dynamique, c'est-à-dire lorsque la vitesse de l'eau est élevée, la pente est importante et la hauteur d'eau faible (Cirpka, Reichert *et al.*, 1993 ; Vorosmarty, Sharma *et al.*, 1997).

A titre d'illustration, la retenue le Burrinjuck en Nouvelle-Galles du Sud, Australie. L'eau froide issue de la retenue impacte l'aval du tronçon sur 300 km à l'aval de tous les réservoirs étudiés ; la température y est inférieure à 5°C ou plus par rapport à la normale. Le linéaire total des tronçons de la rivière touchés dans la Nouvelle-Galles du Sud est de 2650 km (Lugg, 2000). Même sans stratification thermique, l'eau libérée par les barrages peut avoir une température différente du régime de température naturel de la rivière. Le barrage de Hume sur la rivière Murray, Australie, modifie le régime thermique de la rivière et son effet est encore discernable à 200 km en aval (Walker, 1979). Le rejet d'eau froide des barrages sur la rivière Colorado est toujours mesurable 400 km en aval, ce qui a abouti à un déclin de l'abondance de poissons indigènes (Holden et Stalnaker, 1975). La grande inertie thermique dans une retenue résulte en une moindre variation de la température de l'eau par rapport à celle observée dans la rivière sans retenue, à l'exception des rivières qui ont des entrées d'eau souterraines (Hieber, Robinson *et al.*, 2002) ; (Jones, Tonn *et al.*, 2003a, 2003b, 2003c) ; (Luecke et Mackinnon, 2008).

Pour ce qui concerne la variable oxygène, comme pour la température, la qualité de l'eau libérée à partir d'un réservoir stratifié est déterminée par la profondeur de la prise de sortie de l'eau par rapport aux différentes couches à l'intérieur du réservoir. L'eau libérée en surface depuis un réservoir stratifié est souvent bien oxygénée, notamment si présence d'algues en surface et si en plus la température est relativement froide, ou appauvrie en oxygène si l'eau est chaude et qu'il y a présence importante de matière organique biodégradable. En revanche l'eau libérée près du fond d'un réservoir stratifié est souvent appauvrie en oxygène. De l'eau appauvrie en oxygène dissous est non seulement un problème de pollution en soi, affectant de nombreux organismes aquatiques (par exemple salmonidés, poissons exigeant des niveaux élevés d'oxygène pour leur survie), mais ce phénomène peut être aggravé en sus par des apports en matières organiques allochtones provenant de dégradation des eaux issues des rejets domestiques ou et industriels (CIGB, 1994). La réoxygénation pourra être facilitée selon le mode de restitution de l'eau à l'aval des ouvrages, si le contact air-eau est maximisé (ex : jets d'eau verticaux dans les piscicultures). Si l'eau passe sur des déversoirs abrupts, la turbulence peut permettre à l'eau de tendre vers la saturation en oxygène. En revanche, d'autres gaz dissous ne sont pas dissipés vers l'aval : c'est par exemple un problème sur le fleuve Columbia (USA), où des barrages très élevés dans la partie supérieure génèrent des concentrations en gaz dissous totaux qui ne sont pas dissipées vers l'aval ou très loin vers l'aval (Bizer, 2000).

Certains de ces paramètres clés de la qualité de l'eau peuvent récupérer leur niveau naturel. Au bout d'une distance d'écoulement suffisante, les valeurs « naturelles » peuvent être complètement réinitialisées, bien que chaque paramètre ait sa propre distance d'initialisation. Par exemple, des niveaux d'oxygène appauvris peuvent être récupérés sur plusieurs centaines de mètres. D'autres, tels que la température, peuvent prendre des centaines de kilomètres.

Le contexte hydro-morphologique de la retenue influe sur l'impact de celle-ci (Montgomery, 1999 cité dans (Jones, 2010)). Par exemple, l'effet d'une retenue dans un cours d'eau plutôt chaud, dominé par des écoulements de surface contraste avec l'effet d'une retenue dans un cours à eau froide à truite. Les eaux froides dans les bassins versants forestiers sous des latitudes tempérées ont souvent des entrées depuis les nappes, ce qui a pour conséquence des températures et des flux d'eau relativement constants, alors que les rivières plutôt chaudes des zones tempérées sont souvent sans connexion avec la nappe et/ou sans zone forestière, ce qui induit d'importantes variations de température (Figure 7a) (Jones, 2010), ce qui n'est pas le cas en zones tropicale où on peut avoir des rivières alimentées par la nappe à 25°C. La Figure 7 montre que la température à l'aval est beaucoup plus impactée au passage d'un lac dans un cours d'eau froid que pour un lac présent au sein d'un cours d'eau chaud. .

En termes opérationnels, les changements dans les propriétés physiques et chimiques de l'eau associés à la construction de retenues, à la fois dans le réservoir et en aval du réservoir, peuvent être minimisés par

l'intégration de mesures pour atténuer les changements de température et les concentrations de gaz dissous comme l'oxygène. Les options comprennent l'installation de niveau variable pour les prises d'eau. La rénovation et la mise en place de niveaux variables a été tentée dans divers réservoirs, notamment au Japon. La technologie de conception est maintenant bien connue et calée. Il s'agit de mettre en place un mécanisme de retrait sélectif en fonction des conditions.

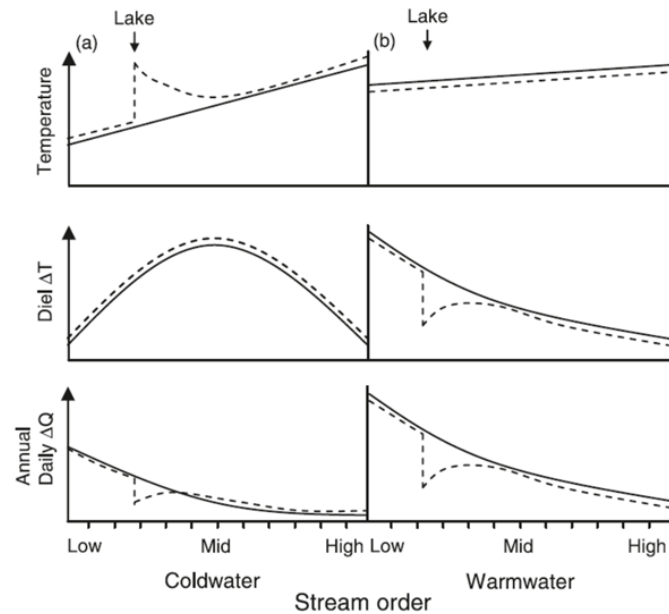


Figure 7 : Influence du contexte sur l'effet de lacs sur trois variables pour le cours d'eau aval, en fonction de son ordre : la température du cours d'eau (T), la variation quotidienne de t° (ΔT) et la variabilité quotidienne et annuelle du débit (ΔQ) pour un cours d'eau froid (a) ou chaud (b). Les lignes continue et pointillée représentent respectivement le cours d'eau sans et avec lac (Jones, 2010).

V.3.2 Effet d'une retenue sur l'Azote

V.3.2.a- Rappels sur les enjeux et processus

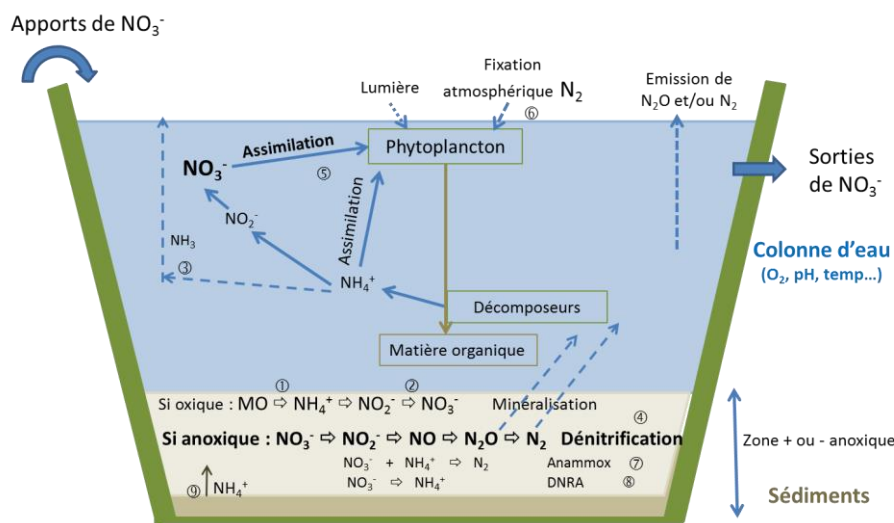


Figure 8 : Schéma du cycle de l'azote N, dans une retenue avec ou sans anoxie au fond. ①- ammonification, ②- nitrification, ③- volatilisation ④- dénitrification, ⑤- assimilation, ⑥- fixation de N₂ atmosphérique, ⑦-Anammox (anaerobic ammonia oxidation), ⑧- DNRA (dissimilative nitrate reduction to ammonia), ⑨- désorption

V.3.2.a.i- Sources d'azote dans la retenue

La source principale d'azote dans les retenues est l'**eau d'alimentation** (Figure 8), souvent riche en nitrate, surtout en région agricole. Selon le type d'alimentation, l'apport de nitrate est variable. Les eaux de ruissellement de surface, sauf entraînement de fertilisants récemment apportés, contiennent généralement peu de nitrate par comparaison avec les eaux de nappe peu profondes qui alimentent le cours d'eau. Les eaux de ruissellement de surface peuvent par contre apporter d'autres formes d'azote (azote organique dissous ou particulaire, ammonium adsorbé sur les MES). Les eaux pompées dans la nappe profonde peuvent parfois être appauvries en nitrate par dénitrification autotrophe.

Une autre source d'azote, plus secondaire, est la **fixation atmosphérique** : elle est le fait de bactéries autotrophes et hétérotrophes variées, dont les Cyanobactéries qui peuvent représenter une grande partie de la biomasse phytoplanctonique (Howarth, Marino *et al.*, 1988). La fixation d'azote se produit surtout dans les milieux aquatiques eutrophes, lorsque le rapport N/P est proche ou inférieur à 16. De fortes teneurs en COD sont aussi favorables aux blooms de Cyanobactéries (Howarth *et al.*, 1988). (Forbes *et al.*, 2008) analysent les facteurs favorables à la production de phytoplancton et donc à la fixation de N_2 atmosphérique. Pour ces auteurs et dans leur contexte, les plus fortes productions ont lieu dans les retenues peu profondes (< 0,9 m) avec des hauts niveaux de phosphore total. Pour les retenues plus profondes le phytoplancton se développe surtout lorsque le rapport Aire drainée par la retenue / Aire de la retenue est relativement faible (< 45) c'est-à-dire à l'origine d'un temps de résidence de l'eau élevé dans la retenue.

Enfin la **minéralisation de matière organique (MO)**, présente dans la retenue et issue, soit de la décomposition de la biomasse submergée ou aquatique installée ultérieurement, soit des sédiments organiques apportés par le ruissellement, produit des ions solubles dans l'eau, principalement l'ion ammonium NH_4^+ qui se transforme en ion nitrate NO_3^- en conditions oxydantes.

V.3.2.a.ii- Puits d'azote dans la retenue

A l'inverse, l'azote dissous présent dans la retenue peut être **absorbé par la végétation aquatique** dans les retenues peu profondes ou en zone littorale, ou par le **phytoplancton** pour les retenues plus profondes en zone pélagique (7-10 m), et contribue au développement de la production primaire. Cette consommation de N sous la forme NH_4^+ ou NO_3^- n'est qu'un piégeage temporaire puisque cette biomasse se transforme ensuite en matière organique qui se minéralise. Une partie de la MO peut être **stockée** au fond de la retenue avec les sédiments lorsque les conditions sont défavorables à sa minéralisation.

Dans une retenue la **dénitrification** est considérée comme le processus essentiel qui permet d'éliminer une partie des nitrates présents dans l'eau sous forme de gaz qui retournent vers l'atmosphère. La chaîne de transformation est la suivante : $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ (Knowles, 1982). Le terme ultime est N_2 un gaz inerte déjà abondant dans l'atmosphère. Notons que si cette transformation n'est pas complète c'est le gaz N_2O qui est produit, gaz à effet de serre puissant. Ce processus est principalement le fait de bactéries qui utilisent l'oxygène des ions nitrate pour leur respiration anaérobie. Les zones humides naturelles (plans d'eau* libre ou nappe d'eau affleurante) sont des hot spots de dénitrification, et sont connues comme des éléments du paysage pouvant réduire les pertes de nitrate vers les cours d'eau. Les retenues sont aussi des zones humides, artificielles cette fois, dans lesquelles ce processus peut se dérouler. Les bactéries dénitrifiantes ont besoin de carbone organique et de nitrate comme substrats. La dénitrification se déroule en conditions d'hypoxie ou d'anoxie, et est favorisée par l'augmentation de la température et un pH neutre (Knowles, 1982), (Pina-Ochoa et Alvarez-Cobelas, 2006). Toutes ces conditions sont souvent remplies dans les sédiments des retenues en milieu agricole, à l'interface avec la couche profonde de la colonne d'eau. Mais ce processus est très variable à cause de ses nombreux facteurs de contrôle et sa quantification par des mesures reste délicate. Malgré une bonne connaissance des multiples facteurs environnementaux favorisant la dénitrification, ces

connaissances sont-elles difficiles à intégrer pour construire des modèles robustes et validés et prédire les quantités dénitrifiées (Davidson et Seitzinger, 2006).

Enfin un processus d'oxydation de NH_4^+ en conditions anoxiques, l'anammox, produit aussi du gaz N_2 . Ce processus a été découvert relativement récemment (Mulder, Vandegraaf *et al.*, 1995 ; Jetten, Strous *et al.*, 1998). Il a été mesuré dans une retenue en milieu tropical par (Han *et al.*, 2014) qui ont estimé que l'effet de ce processus dans l'émission de N_2 était minime, la dénitrification étant responsable de 98% de la production totale de ce gaz.

V.3.2.b- Méthodes mises en œuvre dans les articles

V.3.2.b.i- Comparaison des flux d'azote par des mesures entrées-sorties

Il est souvent admis que les retenues sont des puits d'azote, d'azote particulaire stocké avec les sédiments organiques et surtout de nitrate par dénitrification. Pour quantifier cette fonction une comparaison entre les entrées et sorties d'azote peut être réalisée, soit à partir de mesures des flux, soit à partir de mesures des concentrations. Cette méthode est très largement utilisée dans la bibliographie. Environ 1/3 des publications analysées l'ont appliquée, seule ou en complément d'autres méthodes.

L'analyse porte sur l'ion nitrate NO_3^- en tant que forme dominante de l'azote mais associé souvent aussi avec l'azote total et NH_4^+ .

Le bilan entre les flux entrants et sortants nécessite un suivi des concentrations à l'amont et à l'aval des retenues mais aussi des flux d'eau. La fréquence des mesures de concentrations est généralement hebdomadaire ou bimensuelle. Comme les débits sont plus variables temporellement que les concentrations, les flux sont estimés en utilisant des mesures de débit plus fréquentes, par exemple journalières sur les grandes rivières où sont présents les grands barrages ou sur des retenues en amont du bassin versant de la Seine (Jossette *et al.*, 1999).

Parfois les mesures des débits ne sont pas disponibles ou possibles, et l'abattement du nitrate est mis en évidence à partir des concentrations (Cooper et Knight, 1990 ; Cunha *et al.*, 2014). C'est le cas en particulier pour des lacs de barrages très allongés où l'évolution des concentrations est étudiée entre l'amont et l'aval mais aussi en différents points sur la longueur du réservoir, voire sur la profondeur, sans mesure de débit associée.

Les bilans entrées-sorties nécessitent de disposer de données au moins sur une année hydrologique, de préférence plusieurs pour tenir compte de la variabilité climatique et de temps de résidence parfois longs, sans oublier de possibles évolutions à long terme. Dans la littérature, ces bilans sont réalisés sur des périodes très variables : de 1 an (David, Wall *et al.*, 2006) à 3 ans (Jossette *et al.*, 1999) ; (Passy *et al.*, 2012), 5 ans (Cooper et Knight, 1990), 14 ans (Paul, 2003) ; 30 ans (Cunha *et al.*, 2014) ; (Schoch, Schilling *et al.*, 2009).

On peut noter en général l'absence d'estimation des incertitudes sur ces calculs de flux et donc sur le bilan entrées - sorties. (Burford, Green *et al.*, 2012) sont parmi les rares à calculer l'incertitude associée à la quantification des flux de N. Pour ces auteurs l'incertitude augmente pour les forts débits et dépend aussi de la représentativité des concentrations mesurées en cas de stratification dans la colonne d'eau.

V.3.2.b.ii- Comparaison des flux d'azote par des modélisations entrées – sorties

Modélisation des flux entrants dans la retenue, influencés par le bassin versant drainé : Quelques publications présentent des modèles qui s'attachent à quantifier par modélisation les flux entrants, issus du bassin versant drainé par la retenue, à partir des caractéristiques physiques ou anthropiques de ce bassin

versant. Cette thématique déborde largement le sujet des retenues. La bibliographie qui serait à analyser constitue un domaine beaucoup plus large que celui de notre sujet, puisqu'il se rattache à la modélisation des flux de N à l'exutoire des bassins versants, sans présence particulière de retenues. Des modèles hydrologiques sont couplés avec des modèles du cycle de l'azote, prenant en compte le climat, le milieu physique, l'occupation du sol, les intrants, les récoltes, les pratiques agricoles... Dans sa thèse (annexe 1), (Payraudeau, 2002) répertorie plus de 30 modèles des flux d'azote dans les bassins versants. Certaines études de retenues s'intéressent cependant à l'origine des flux entrants, en utilisant des méthodes issues du domaine de recherche évoqué ci-dessus.

C'est le cas des travaux de (Nakasone, 2009) qui a développé le Water Quality Tank Model pour l'appliquer à un petit réservoir (5 ha) destiné à l'irrigation de plantations de théiers. En tenant compte de la pluie, de la fertilisation (apport de NH_4^+ et minéralisation en NO_3^-), des exportations et accumulations par la végétation, et de l'accumulation dans le sol, le modèle calcule le débit et la concentration de NO_3^- entrant dans la retenue. Ce modèle est calibré à partir de 2 années de mesures. Il permet de réaliser des simulations à long terme des flux entrants, montrant que 22 ans seraient nécessaires, en réduisant drastiquement les apports d'azote, pour atteindre le minimum de 10 mg/L de NO_3^- , étant donné l'azote accumulé dans le sol.

Modélisation des flux sortants, influencés par le fonctionnement de la retenue : il s'agit cette fois de simuler les évolutions des flux d'azote, généralement de nitrate, entre l'amont et l'aval des retenues, en modélisant les processus actifs dans la retenue. Les flux entrants peuvent être eux-mêmes modélisés, comme évoqué ci-dessus. Les publications présentant ces modèles pourront aussi être évoquées plus loin dans la partie Effet cumulé des retenues, car ils permettent de simuler l'influence de plusieurs retenues dans un bassin versant. Notons aussi la revue bibliographique plus générale de (Fennel, Brady *et al.*, 2009) sur les modèles de dénitrification dans les sédiments des milieux aquatiques.

Le logiciel BARMAN (Barrage Management) permet de calculer l'effet des processus biogéochimiques se déroulant dans des parties stagnantes du réseau hydrographique, c'est-à-dire dans les retenues de barrages (http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/?q=webfm_send/18). Il a été intégré au modèle Sénèque-Riverstrahler qui s'applique aux transformations de l'azote dans le réseau hydrographique en conditions lotiques. Ce modèle considère les entrées de nutriments, diffuses et ponctuelles, dans le réseau. Les sources diffuses sont calculées dans chaque sous-bassin comme l'excédent entre les entrées de N au sol (fertilisation, fixation atmosphérique par certaines cultures, dépôts atmosphériques) et l'exportation par les récoltes (Thieu, Guillon *et al.*, 2006).

Le logiciel BARMAN est constitué de trois modules : le modèle AQUAPHY qui permet de calculer le taux de croissance du phytoplancton dans la retenue en fonction de la luminosité, la profondeur moyenne et la concentration en nutriments, le modèle FLUBENTH qui modélise le fonctionnement du benthos et enfin le modèle RIVE, appliqué ici aux retenues, qui modélise l'interaction entre l'évolution des variables d'état de la colonne d'eau et la dynamique des populations phytoplanctoniques et bactériennes (Guillon, 2006).

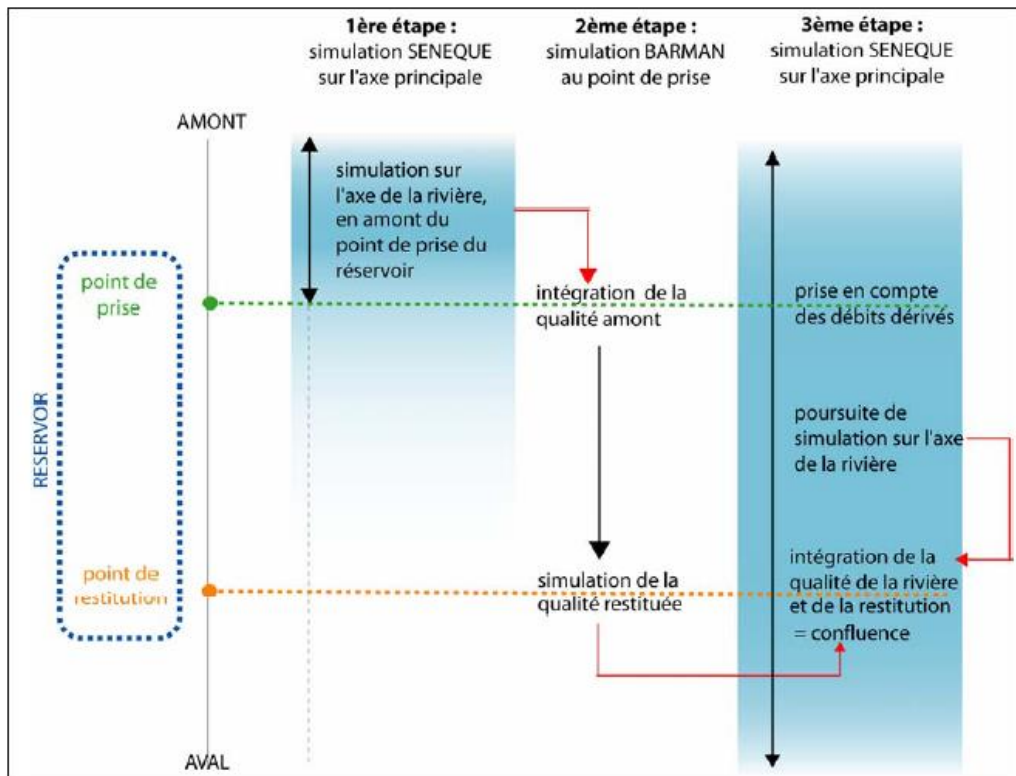


Figure 9 : Principe de l'alternance des simulations entre les modèles Riverstrahler/Seneque et Barman (tirée de la Notice de Barman Thieu, Guillon *et al.*, 2006 : http://www.sisyph.upmc.fr/piren/?q=webfm_send/18).

La Figure 9 présente le principe de la séquence de calcul utilisant le modèle Barman pour les retenues. Il s'agit ici d'une retenue en dérivation sur un cours d'eau. Une première simulation réalisée avec Seneque permet d'obtenir la qualité de l'eau en amont du réservoir (point de prise). Le module Barman peut alors être lancé, avec en entrée la qualité simulée de la rivière au point de prise. Une interface du module Barman permet d'exporter en fin de traitement les résultats de simulation venant remplacer les fichiers en sein du jeu de données Seneque. Une deuxième simulation de Seneque sera ensuite nécessaire pour intégrer à la qualité de la rivière les résultats simulés par le module Barman. Cette logique de progression de l'amont vers l'aval doit être appliquée de manière systématique dans le cas d'une succession de réservoirs sur l'axe principal de la rivière.

(Bosch, 2008) a utilisé le modèle SWAT pour simuler les flux de N_{total} , N_{org} , NO_3 , NH_4 à l'exutoire d'un bassin versant en présence ou absence de retenue, située sur un cours d'eau. Le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) est un modèle agro-hydrologique distribué à pas de temps journalier ; son couplage avec un SIG facilite l'intégration des informations spatiales : MNT et réseau hydrographique, pratiques agricoles, occupation des sols, caractéristiques des sols, données climatiques, caractéristiques des retenues. Les données en sortie sont le débit, les concentrations de MES, et différentes espèces azotées.

Enfin, un travail d'analyse de séries temporelles, composées des concentrations mensuelles moyennes de NO_3^- à l'entrée et à la sortie d'un réservoir, mesurées pendant 30 ans, permet à Schoch 2009 d'établir une formule permettant de calculer la concentration moyenne à l'aval en fonction des concentrations moyennes à l'amont du même mois et du mois précédent.

V.3.2.b.iii- Mesures des processus affectant l'azote directement dans les retenues

Si l'on se réfère au schéma du cycle de N dans les retenues, deux grands processus sont particulièrement étudiés dans les publications s'intéressant aux évolutions dans les retenues : la dénitrification (puits de N) et la fixation atmosphérique (source de N).

Mesures directes de la dénitrification : pas moins de neuf méthodes de mesures sont disponibles pour mesurer la dénitrification dans les environnements aquatiques selon la revue réalisée par (Groffman, Altabet *et al.*, 2006). (1) la méthode à l'acétylène, (2) le traçage par l'isotope ^{15}N , (3) la quantification directe d'émission de N_2 , (4) la quantification du rapport $\text{N}_2:\text{Ar}$, (5) des approches de bilan de masse, (6) des approches stœchiométriques, (7) des méthodes basées sur d'autres isotopes stables que ^{15}N , (8) des gradients in situ avec des traceurs atmosphériques, et (9) des approches moléculaires. Malgré ce nombre impressionnant de méthodes, la mesure de ce processus reste difficile, car la dénitrification montre des variations spatiales et temporelles importantes (Groffman, Altabet *et al.*, 2006 ; Davidson et Seitzinger, 2006), et les méthodes existantes posent de nombreux problèmes. Elles perturbent parfois le processus ou sont peu précises, coûteuses... (Pina-Ochoa et Alvarez-Cobelas, 2006) explicitent les avantages et limites des différentes méthodes. Nous ne présenterons ici que les plus couramment rencontrées dans la bibliographie liée aux retenues.

La méthode la plus connue est la **méthode par inhibition à l'acétylène**, basée comme son nom l'indique sur la capacité de l'acétylène C_2H_2 à inhiber la réduction de N_2O en N_2 . N_2O , qui est relativement facile à mesurer car peu abondant dans l'atmosphère, devient le produit final de la dénitrification. (Groffman *et al.*, 2006) rappellent plusieurs limites de cette méthode, mises en évidence dans les années 70-80. La plus importante est le blocage de la nitrification par l'acétylène alors que ce processus participe à renouveler constamment le nitrate transformé en N_2O et éliminé dans l'atmosphère pendant la durée des mesures. Ceci conduit à sous-estimer la quantité dénitrifiée, en particulier dans des systèmes contenant peu de NO_3^- comme les sédiments.

Cette méthode est cependant souvent utilisée faute d'une meilleure disponible. L'objectif est surtout de préciser certains déterminants. (Abe *et al.*, 2003) mesurent ainsi la dénitrification dans la colonne d'eau sur des échantillons prélevés à différentes profondeurs et étudie parallèlement la structure de la communauté bactérienne présente dans ces mêmes échantillons. D'autres auteurs l'utilisent pour mesurer la dénitrification dans les sédiments du fond des retenues (David *et al.*, 2006 ; Wall, Tank *et al.*, 2005 ; Li, Yang *et al.*, 2010). Il s'agit de dénitrification potentielle car les échantillons sont traités au laboratoire après prélèvement de carottes sédimentaires. Ces échantillons étant perturbés, on néglige l'effet de la structure physique qui régule les apports de nitrate ou les départs des produits de la réaction. La dénitrification est aussi qualifiée de potentielle car au laboratoire on peut faire varier certains déterminants comme les teneurs en NO_3^- , en glucose, en oxygène et la température.

C'est ainsi que (Li *et al.*, 2010) mesurent la dénitrification potentielle des sédiments dans une petite retenue d'irrigation de 850 m² de surface et 2 m de profondeur, en faisant varier la profondeur de prélèvement du sédiment et la température au laboratoire pour étudier leur influence. Pour essayer d'approcher la dénitrification *in situ* et comprendre ses variations saisonnières, (Wall *et al.*, 2005) prélèvent la couche superficielle des sédiments, dans un lac de barrage d'une cinquantaine de km², qu'il met en contact au laboratoire avec de l'eau prélevée à proximité du sédiment. (David *et al.*, 2006) utilisent la même technique pour mesurer mensuellement et en différents points la dénitrification des sédiments d'un réservoir de 4400 ha, ce qui lui permet d'en observer les variations saisonnières et l'importance du temps de résidence.

Les mesures mensuelles et locales de l'intensité du processus de dénitrification dans les sédiments ont été extrapolées par (David *et al.*, 2006) à tout le réservoir (compte-tenu de la masse de sédiments) et à l'échelle annuelle, ce qui lui permet d'expliquer la réduction observée du flux de NO_3^- entre l'amont et l'aval du réservoir par le processus de dénitrification.

Une autre méthode mise au point par (Nielsen, 1992) (**nitrogen isotope pairing**) est utilisée pour mesurer la dénitrification à l'interface eau – sédiments (Han, Lu *et al.*, 2014). Des carottes de sédiments intacts intégrant l'eau interstitielle et l'eau surnageante sont enrichies en $^{15}\text{NO}_3^-$ qui se mélange avec le $^{14}\text{NO}_3^-$ de la source naturelle de NO_3^- . La formation au cours de la dénitrification de N_2 sous forme de paires ($^{14}\text{N}^{15}\text{N}$) et ($^{15}\text{N}^{15}\text{N}$) est mesurée par spectrométrie de masse après quelques heures d'incubation. La dénitrification totale inclut aussi la formation de N_2 du type ($^{14}\text{N}^{14}\text{N}$). Par cette méthode il est possible de mesurer la dénitrification de NO_3^- à la fois dans la colonne d'eau surnageante et dans les sédiments.

Mesures de la fixation atmosphérique d'azote

La fixation atmosphérique d'azote N_2 par les bactéries du phytoplancton, les Cyanobactéries en particulier, est mesurée par la réduction de l'acétylène C_2H_2 en éthylène C_2H_4 (Forbes, Doyle *et al.*, 2008). (Forbes, Doyle *et al.*, 2008) mesurent ainsi simultanément dans plusieurs réservoirs la fixation atmosphérique et la production phytoplanctonique, et établissent des régressions expliquant l'intensité de ces deux processus par diverses variables prédictives d'occupation du sol, de caractéristiques morphologiques des réservoirs et de la qualité physico-chimique de l'eau retenue.

Avec la même méthode de réduction de l'acétylène, (Scott, Stanley *et al.*, 2009) montrent que la zone de transition située à l'entrée de la rivière dans la retenue est une hot-spot de fixation atmosphérique.

D'autres sources d'azote dans les retenues peuvent être quantifiées. (Teodoru et Wehrli, 2005), (Teodoru *et al.*, 2013) estiment ainsi la quantité d'azote organique particulière apporté par les eaux de ruissellement en analysant les particules recueillies dans des pièges à sédiments. (Passy *et al.*, 2012) évaluent les dépôts atmosphériques dans la partie amont du bassin de la Seine, et concluent à des quantités très faibles en regard des apports par l'eau d'alimentation et la fixation atmosphérique. (Li, Liu *et al.*, 2014) utilisent les isotopes de l'azote et de l'oxygène de l'ion nitrate pour distinguer différentes sources de N : nitrification terrestre et lessivage pendant la saison des pluies, assainissement urbain et fertilisation organique pendant la saison sèche.

V.3.2.c- Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs

Une retenue est fréquemment considérée comme un puits d'azote et la dénitrification est le plus souvent citée comme le processus dominant de cette élimination de N (Tableau 2). L'absorption par la végétation aquatique et/ou le phytoplancton est un autre puits potentiel d'azote dans les retenues, généralement plus faible, d'autant que la fixation atmosphérique d'azote est généralement faible également. Notons que le terme « N retention » est généralement employé dans la littérature internationale alors qu'il s'agit plutôt d'élimination par transfert vers l'atmosphère dans le cas de la dénitrification ou de rétention provisoire dans le cas d'absorption par la végétation et le phytoplancton.

Tableau 2 : Données de la littérature sur la rétention d'azote dans les lacs, mares et réservoirs (en % d'azote retenu), et devenir de l'azote retenu (rôles respectifs de la dénitrification, du stockage de sédiments, et du prélèvement par les macrophytes ou le périphyton dans la rétention d'azote). D'après (Passy, Garnier *et al.*, 2012).

System	N retention (%)	Fate of N	Reference
Lake, Scandinavia	96%		Henriksen and Wright, 1977
Lake, Ontario (Canada)		Uptake 15%	Hill, 1979
Lake, Scandinavia	85%		Wright, 1983
Lake, north-eastern USA	97%		Hemond and Eshleman, 1984
Six lakes in North America and Western Europe		Denit. up to 36%	Seitzinger, 1988
Two lakes in Ontario (Canada)	79–85%		Dillon and Molot, 1990
Lakes, Denmark		Denit. 77%	Jensen <i>et al.</i> , 1990
Backwater Lake, Mississippi Basin (USA)		Denit. 82%	Kreiling <i>et al.</i> , 2011
		Uptake 11.5%	
Reservoirs in the Seine Basin (France)	40%	Denit. > 90%	Garnier <i>et al.</i> , 1999
Reservoir, Illinois (USA)	58%		David <i>et al.</i> , 2006
Ponds, Liuchahe watershed (south-eastern China)	65%	Denit. 44.1%	Yan <i>et al.</i> , 1997
Wetlands within the Tar River Basin, NC (USA)		Denit. 13%	Brinson <i>et al.</i> , 1984
Lakes and wetlands, southern Sweden	15%		Jansson <i>et al.</i> , 1994a
Constructed wetlands	75%	Denit. 87%	vanOostrom, 1995
		Sedim. 13%	
Wetlands and lakes in North America and Western Europe		Denit. 63%	Saunders and Kalff, 2001
		Sedim. 37%	
Constructed wetlands in Mississippi Basin (USA)	20–43%		Mitsch <i>et al.</i> , 2005a; Mitsch <i>et al.</i> , 2005b

Les quantités d'azote éliminées par dénitrification dans les plans d'eau sont en fait très variables (Tableau 2). La « rétention » de N estimée par des bilans entrées-sorties est parfois non significative : indétectable dans la plupart des lacs pour un réseau de lacs de montagnes aux USA (Arp et Baker, 2007), bilan positif ou négatif selon la saison pour un grand réservoir subtropical étudié par (Burford *et al.*, 2012), rétention inférieure à 1% de N apporté pour une petite mare étudiée par (Li *et al.*, 2010). Un grand réservoir de barrage installé sur le Danube constitue même une légère source de nutriments, sans doute à partir des sédiments anciens accumulés (plus riches que les actuels) (Teodoru et Wehrli, 2005). La taille du réservoir ne semble pas avoir une influence claire, puisque la rétention est significative à forte aussi bien pour des petites retenues (Cooper et Knight, 1990 ; Cope, Bringolf *et al.*, 2008 ; Passy *et al.*, 2012) que pour des grands réservoirs (Jossette, Leporcq *et al.*, 1999 ; Bosch 2008 ; Bosch et Allan, 2008 ; Cunha, Calijuri *et al.*, 2014).

Une explication à cette grande variabilité est le **nombre élevé des facteurs de contrôle de la dénitrification** (Knowles, 1982), (Pina-Ochoa et Alvarez-Cobelas, 2006) : teneurs en nitrate, en carbone organique dissous, en oxygène dissous, mais aussi température, pH, auxquels s'ajoutent d'autres facteurs de contrôle de l'absorption végétale ou par le phytoplancton : teneur en phosphore, lumière et végétation. Certains de ces facteurs de contrôle varient en fonction de la profondeur de la retenue (oxygène, température, lumière) et sont donc sensibles à une éventuelle **stratification** des conditions physico-chimiques.

Un autre déterminant physique important, souvent invoqué, est le **temps de résidence** de l'eau dans la retenue. Mais ce temps de résidence est très difficile à estimer pour les retenues sur cours d'eau, car on ne connaît généralement pas la dynamique du mélange entre les flux entrants et le volume d'eau présent dans la retenue, conduisant au flux exporté à l'aval. D'ailleurs le mélange est en général très partiel. Ce temps de résidence est approché par un **indicateur**, égal au rapport entre le volume de la retenue et le flux entrant, comme si ce volume était renouvelé progressivement au gré des apports. Le flux entrant est d'ailleurs très variable dans le temps, conduisant à un temps de résidence également variable. (Oliver *et al.*, 2014) calculent

cet indicateur pour trois valeurs de flux entrant. Un autre indicateur, encore plus indirect du temps de résidence, est le rapport entre la surface drainée dans le bassin versant et la surface d'eau du réservoir.

(Seitzinger, Harrison *et al.*, 2006) ont réalisé une revue bibliographique sur la dénitrification dans des écosystèmes aquatiques au sens large (lacs, rivières, estuaires) mais ne traitent pas des retenues. Néanmoins si on extrapole aux retenues les observations obtenues pour les lacs (NB : ce sont plutôt des grands lacs), certaines conclusions sont intéressantes. La « rétention » de N augmente fortement avec le temps de résidence et diminue avec le rapport Profondeur/Temps de résidence (Figure 10). La dénitrification augmente avec les flux d'azote apportés ou plus précisément avec les concentrations de NO_3^- présentes. Ceci est résumé dans la Figure 11 qui montre l'influence conjointe de trois grands types de facteurs sur la dénitrification et explique la grande variabilité du rôle des retenues comme puits d'azote. D'autant que le processus dépend aussi d'autres facteurs qui varient dans le temps.

D'après (Harrison, Maranger *et al.*, 2009), on observe généralement une corrélation positive entre l'élimination de N (kg N/an) dans les retenues et la charge en azote ou le temps de résidence, et une corrélation négative avec la profondeur de la retenue.

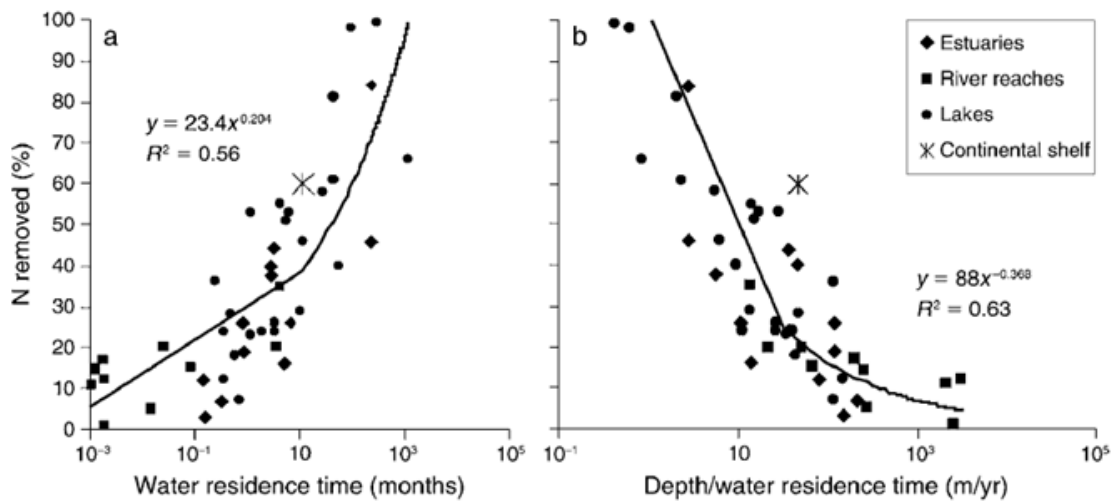


Figure 10 : Relation entre le pourcentage d'azote éliminé et (a) le temps de résidence de l'eau (en mois) ou (b) le ratio profondeur/temps de résidence (en m/année) pour les lacs, cours d'eau, estuaires et franges continentales. D'après (Fennel *et al.*, 2009).

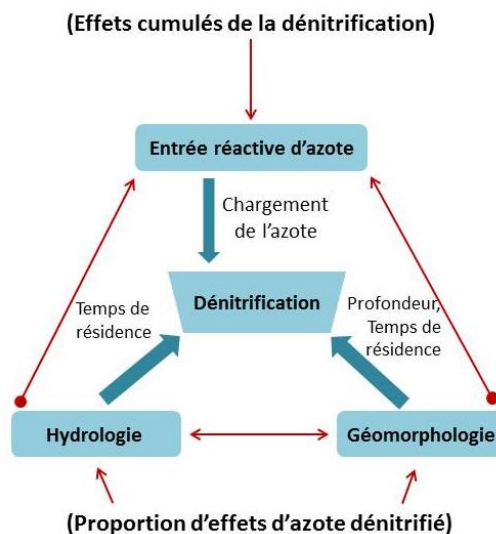


Figure 11 : Schéma de l'interaction entre hydrologie, géomorphologie et charge en azote sur la dénitrification. D'après (Seitzinger, Harrison *et al.*, 2006).

De même, et pour des réservoirs cette fois en barrage sur des rivières, (Tomaszek et Koszelnik, 2003) observent aussi des bonnes corrélations entre la « rétention » de N et la charge en N apporté d'une part et le temps de résidence d'autre part. Ils construisent alors un modèle empirique permettant de prédire la rétention de N aux échelles annuelle et saisonnière.

Le processus de dénitrification présente une **forte saisonnalité**, liée en particulier à la température et peut-être à plus de NO_3^- disponible au printemps. La disponibilité de NO_3^- peut venir de la concentration dans la colonne d'eau via l'eau d'alimentation, et aussi de la nitrification des sédiments organiques (nitrification de NH_4^+ produit par la minéralisation de MO benthique). Cette dernière source apparaît être une source importante de NO_3^- pour la dénitrification au fond de la retenue (Seitzinger, Harrison *et al.*, 2006), sauf si les teneurs en NO_3^- sont déjà fortes dans la colonne d'eau (Pina-Ochoa et Alvarez-Cobelas, 2006). Il existe aussi une **variabilité interannuelle**. La dénitrification est plus importante les années sèches car le temps de résidence augmente.

V.3.2.d- Analyse critique

Dans la bibliographie internationale, l'effet d'une retenue vis-à-vis de l'azote (du nitrate en particulier, forme majoritaire en solution) est associé soit au **risque d'eutrophisation** et doit alors être étudié en même temps que l'effet vis-à-vis du phosphore, soit à la réduction des concentrations du nitrate principalement par **dénitrification**. Particulièrement lorsqu'elles sont situées en région agricole, les retenues alimentées par la nappe ou les cours d'eau sont riches en nutriments et sont soumises à un risque d'eutrophisation. Mais c'est aussi dans ces régions que l'on entend souvent mettre en avant l'intérêt des retenues comme des puits d'azote.

Les deux processus, eutrophisation et dénitrification, ont des déterminants communs (fortes teneurs en nutriments, température et temps de résidence élevés...). Lorsque les retenues présentent des conditions favorables à la dénitrification, le rapport N/P dans l'eau diminue et favorise alors le développement de Cyanobactéries qui ont la capacité d'utiliser l'azote atmosphérique et amplifient les risques sanitaires liés à l'eutrophisation. Inversement l'eutrophisation dans les retenues augmente la consommation d'oxygène des eaux du fond du fait de la respiration des organismes qui prolifèrent et de la décomposition de matière organique. L'anoxie qui en résulte favorise la dénitrification, et peut aussi favoriser le relargage de phosphore par les sédiments. Ces deux processus interagissent l'un avec l'autre et devraient donc être étudiés simultanément, ce qui n'est généralement pas le cas. A cause de ces interactions les conséquences par exemple d'un temps de résidence de l'eau élevé dans la retenue sont mitigées : plus le temps de résidence est long, plus l'anoxie est favorisée (eau peu renouvelée, stagnante), ce qui favorise la dénitrification et a de ce fait un impact positif sur le paramètre NO_3^- de qualité chimique de l'eau ; mais dans le même temps plus le temps de résidence est long et la dénitrification active, plus la carence en N par rapport à P et l'anoxie sont amplifiées, favorisant le développement des Cyanobactéries, ce qui entraîne un impact négatif sur la qualité sanitaire de l'eau.

Le **temps de résidence** est un des rares déterminants du devenir de N dans les retenues qui soit approché par un **indicateur** : il s'agit soit du rapport du volume de la retenue sur le flux d'eau entrant, soit du rapport de l'aire de bassin versant drainée sur la surface de la retenue. Cet indicateur est relativement éloigné d'un temps de résidence réel, surtout pour les retenues sur cours d'eau. Le rapport des surfaces ne tient pas compte des variations temporelles des conditions hydrologiques (débit entrant surtout), et le rapport volume/flux entrant peut varier fortement au cours de l'année. Le temps de résidence varie spatialement à l'intérieur même de la retenue en fonction de sa profondeur, des dynamiques hydrauliques internes, en fonction des profondeurs des entrées et des sorties d'eau, de la gestion de la retenue... (Rueda *et al.*, 2007). Par ailleurs le temps de résidence est certes un déterminant important mais il n'est pas le seul.

Les **déterminants du processus de dénitrification** sont très divers et peu hiérarchisés. Les retenues sont généralement décrites comme des puits d'azote, mais elles peuvent aussi devenir une source, en particulier

selon les saisons, ou bien n'avoir aucun effet sur les concentrations sans que les publications en dégagent clairement les raisons. A l'échelle d'une retenue, ses caractéristiques morphologiques (taille, profondeur) sont généralement décrites mais ne sont pas clairement mises en avant comme des déterminants pouvant être importants. Pourtant elles interviennent sur le temps de résidence (rapport volume de retenue sur flux entrant) et sur l'établissement d'une stratification dans la colonne d'eau qui influencent les conditions d'anoxie. De même la localisation de la retenue dans le paysage n'est jamais mentionnée et son effet n'est pas étudié. Il est vrai que peu de situations réelles permettraient de réaliser une étude expérimentale en faisant varier ces déterminants, toutes choses égales par ailleurs. Si les variations spatiales entre différentes retenues et leurs déterminants ne sont pas traités, les variations saisonnières sont assez souvent prises en compte et leurs déterminants sont assez bien identifiés : variations de température, anoxie, production puis décomposition de biomasse, etc.

Les **méthodes d'évaluation de l'effet d'une retenue** vis-à-vis de l'azote sont, on l'a vu, extrêmement variées. Certaines s'attachent à mesurer l'intensité des processus de transformation, puits ou sources de N, dans les retenues elles-mêmes. Ce sont généralement des techniques lourdes à mettre en œuvre, qui réalisent surtout des mesures locales, mettant en évidence la variabilité des processus au sein même de la retenue (aux différentes profondeurs de la colonne d'eau, à l'interface sédiment-eau, aux différentes profondeurs dans les sédiments, entre l'amont et l'aval dans les retenues particulièrement étendues...) ou leur variabilité temporelle, essentiellement saisonnière. Les intégrer pour estimer leur bilan à l'échelle de la retenue est difficile compte-tenu de la lourdeur des méthodes et de cette variabilité. Du coup on est tenté de leur préférer des **comparaisons entrées - sorties** des concentrations ou des flux, comparaisons qui intègrent l'effet de la retenue dans sa globalité, sans distinguer de possibles échanges avec le stock de sédiments ou l'atmosphère. Seuls les flux transportés par l'eau sont considérés, car vraisemblablement dominants.

Bien que de nombreuses publications évaluent, faute de mesures de débit, l'évolution de l'azote en pourcentage de **concentrations** en sortie de la retenue par rapport aux entrées, l'estimation des **flux** est plus intéressante à connaître car elle permet de réaliser un véritable bilan, plus directement relié à un potentiel d'élimination de nitrate. L'estimation des flux nécessite de connaître d'une part les concentrations à une fréquence pertinente en fonction de la variabilité climatique (ce qui permet d'établir des *rating curves* entre Concentration et Débit), et d'autre part les débits avec une fréquence plus resserrée (car ils varient plus temporellement que les concentrations). Ces bilans entrées-sorties permettent d'estimer un **coefficient de « rétention »**, rapport entre les flux entrants et sortants appliqué à N ou plus souvent à NO_3^- . Mais là encore il est difficile d'extrapoler ces études à d'autres retenues car les bilans entrées - sorties ne sont pas associés clairement à leurs déterminants.

Les **modélisations** (modèle BARMAN ou SWAT) permettent de réaliser ces bilans à l'échelle du bassin versant drainé par une retenue, en modélisant à la fois les flux entrants et les transformations dans un réservoir interceptant et réalimentant les eaux de la rivière. Ces modèles sont prometteurs pour la question du cumul car ils modélisent les concentrations et les flux de nitrate d'emblée à l'échelle du bassin versant. On verra que cette échelle bassin versant englobant les retenues est essentielle à considérer pour la question des cumuls.

Particulièrement lorsqu'elles sont situées en région agricole, les retenues alimentées par la nappe ou les cours d'eau sont riches en nitrate, celles alimentées par ruissellement le sont moins. Parmi ces dernières toutefois, installées généralement dans des points bas du bassin versant, il conviendrait de s'interroger si elles ne remplacent pas une zone humide naturellement dénitrifiante.

V.3.3 Effet d'une retenue sur le Phosphore

La très grande majorité des travaux sur le phosphore dans les réservoirs porte sur le cycle du Phosphore (P) et sont souvent une tentative pour établir un bilan des fonctions de rétention du P et/ ou pour quantifier les stocks de P dans les sédiments, et leur variabilité en terme de spéciations du P. Le but affiché est toujours : les effets sur l'eutrophisation, les risques d'eutrophisation les blooms algaux en particulier de cyanobactérie, dans les réservoirs (parfois aussi à l'aval immédiat de l'exutoire).

Les références concernant les petites retenues sont relativement peu nombreuses, alors que leur nombre dans les territoires en fait un acteur important des cycles biogéochimiques, comme signalé il y a plus de 20 ans par (Lopez et Morgui, 1993). Certaines retenues sont destinées à l'approvisionnement en eau potable. Plusieurs articles mélangent dans leur échantillon lacs naturels et réservoirs, pour des études comparées.

La portée générale de ces articles est souvent limitée : il s'agit pour l'essentiel d'études de cas, peu critiques, peu conceptualisées. Notre analyse s'est donc reportée à des travaux sur les lacs (y compris lac de montagne plus facilement en cascades), afin de mieux documenter les processus et les risques d'eutrophisation.

Dans la suite du texte, les notions relatives (1) au phénomène de l'eutrophisation (2) à la bio-géochimie du phosphore (3) au concept de biodisponibilité appliqué au phosphore, sont considérées comme connues. Les débats scientifiques et opérationnels qu'elles suscitent (notamment sur les limites des méthodologies classiques de spéciation du P par extraction chimique ou le débat assez « pollué » sur N et P en tant que facteur de forçage trophique des écosystèmes aquatiques...) ne sont pas abordés.

V.3.3.a- Rappel sur les enjeux et sur les processus

V.3.3.a.i- Une grande variété de formes pour le phosphore

Le phosphore, éco-dynamique et ordres de grandeur : Le cycle général du P se caractérise par la quasi absence de forme gazeuse et de réservoir atmosphérique. P-total est de ce fait, et c'est une caractéristique clé de son comportement dans l'environnement, « conservatif » ou mieux « **persistant** » dans les sols et les milieux aquatiques. Les transformations biogéochimiques du P qui s'opèrent dans les écosystèmes sont des changements de phase, de dissous \Leftrightarrow particulaire, et/ou de statut chimique, de minéral dissous \Leftrightarrow organique, le tout sans modification ni du P total ni de son degré d'oxydation. P montre par ailleurs toujours une **forte affinité pour la phase solide** et son pouvoir fixateur, avec néanmoins une certaine variabilité, qui dépend notamment du pH, du potentiel rédox Eh, de la matière organique, de la dilution... Enfin, P est naturellement rare dans les eaux et les sols relativement aux besoins des végétaux d'où son rôle clé dans le contrôle de la productivité des écosystèmes. Etant fortement capté à la fois par la biomasse et la phase solide, P est, deuxième caractéristique clé de son éco-dynamique, (1) **peu mobile dans les sols et les milieux poreux** et donc se concentre, se stocke, dans les suspensions, sédiments, la surface des sols et les biomasses (2) **pour l'essentiel transféré par et dans les eaux de surface**. Les faibles [P-PO₄] des eaux naturelles (en général <10µgP/l, ce qui n'est pas si loin des seuils d'eutrophisation) résultent de ce comportement biogéochimique. Le P des sols représente des stocks importants, plusieurs t/ha soit des milliers de fois supérieurs aux flux hydrochimiques annuels perdus par les sols (kg/ha/an). Ces stocks résultent du cumul de la pédogénèse (en milliers d'années) et du bilan séculaire des activités agricoles.

Tableau 3: Etats et principales formes du Phosphore dans l'environnement.

P	DISSOUS (eau)	PARTICULAIRE (phase solide et biologique)	
ORGANIQUE (P orga)	- ATP, ADP - phosphoprotéines - phospholipides - phosphoesters - acides nucléiques - certains acides humiques	Phosphore Organique Particulaire - dans particules vivantes (phytoplancton) - dans particules inertes (débris, particules mortes)	
MINERAL	PO4	Minéraux phosphatés	
		Phosphates de calcium Hydroxyapatite : $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ Fluoroapatite : $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$ Chloroapatite : $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ Brushite : $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ Monoétilite : CaHPO_4 Phosphate d'octacalcium pentehydraté : $\text{Ca}_8\text{H}_2(\text{PO}_4)_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ Phosphate tricalcique : $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	Phosphates de fer Vivianite : $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ Stengite : $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ Phosphates d'aluminium Variscite : $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ Wavellite : $\text{Al}(\text{PO}_4)_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
		Phosphates occlus	
		Phosphates de calcium dans CaCO_3	Phosphates de Fe et Al dans FeOOH
		Précipités de surface	
		Phosphates de calcium sur CaCO_3	Phosphates de fer sur FeOOH
		Echanges, Sorptions, chimisorptions	
P sorbé à la surface de composés de calcium	P sorbé à la surface de composés Fe ou Al		

La spéciation du P est complexe : le Tableau 3 illustre la diversité des formes de P dans l'environnement. Il s'agit cependant d'une version relativement caricaturale où ne figurent pas les minéraux phosphatés rares et certains cas intermédiaires. En routine on se contente de déterminations globales, par grandes catégories opérationnelles. Pour les analyses d'eau classique (AFNOR) on distingue, outre le P-total :

- dans la phase liquide filtrée à 0.45 ou 0.7 μm : le SRP (soluble réactive P directement réactif au molybdate, présent pour l'essentiel sous forme d'ions PO_4 et seule forme assimilable par les végétaux), le phosphore total eau filtrée, noté PTEF (qui comprend le SRP ainsi que des formes organiques et des colloïdes fins),
- dans la phase solide : le P-particulaire mesuré globalement par différence entre P-total et PTEF et noté PP

Cependant, il faut insister : le PP est extrêmement diversifié. La spéciation du PP est encore l'objet de recherche et de débats. Mais on peut considérer que le PP comprend des grands pools homogènes, au moins homogènes vis-à-vis des techniques d'extraction : diverses formes (1) sorbées (sur argile, CaCO_3 , Oxyde de Fer...), (2) précipitées et co-précipitées, avec Al, Fe, Ca..., ainsi que (3) des minéraux primaires, des formes occluses, et (4) des complexes organiques dont des molécules phosphatés sorbées. L'identification de ces catégories ne constitue pas une véritable spéciation moléculaire.

Spéciation du P dans l'environnement

Outre les ions phosphates en solution, il existe une infinité de composés moléculaires minéraux contenant du P associé principalement avec des composés du Fe, de Al et Ca (soit du P de composés primaires cristallisés hérités des roches mères, soit du P associé à des composés secondaires occlus, sorbés, précipités). Les composés moléculaires ou macro moléculaires organiques, biochimiques, contenant ou à base du P, sont eux aussi extrêmement diversifiés. En outre, il existe des complexes organo-minéraux. L'absence, contrairement à N ou S de molécules simples vraiment dominantes quantitativement complique le problème de définir la

spéciation du P d'un échantillon. Dans ce contexte, les spéciations utilisées en routine ont toujours un caractère un peu arbitraire car dépendant des protocoles d'extraction et/ou des limites de filtration adoptées. La spéciation du P-total des eaux adoptée classiquement (Tableau 3) représente un compromis entre : la complexité géochimique du P, l'adéquation aux objectifs de décrire la variabilité spatio-temporelle des concentrations et des flux dans le contexte des suivis de qualité des eaux (la spéciation doit être appliquée à un très grand nombre d'échantillons, condition nécessaire pour une évaluation représentative des flux). Sont distingués, le « P-total », le Ptef filtrable qui est souvent dit abusivement « dissous » et le P particulaire (PP) non filtrable. La limite de filtration est fixée à 0.45 ou 0.7 μm alors qu'il existe un continuum de composé colloïdaux intermédiaires entre le dissous et le particulaire ainsi défini. Ainsi défini le Ptef comprend principalement des formes considérées comme ions phosphates (assimilables par les végétaux) et une multitude de molécules organiques issues du métabolisme et pour l'essentiel facilement hydrolysables, ainsi que des formes colloïdales fines, l'ensemble pouvant être considéré comme une fraction assez homogène en terme de transfert et de contribution à la nutrition végétale. Le PP, bien que très hétérogène n'est souvent dosé que globalement. Les études plus fines de spéciation sont possibles et réalisées en général sur les sédiments, plus rarement sur des suspensions. Un grand nombre de méthodes de routine sont disponibles pour réaliser ces spéciations. En limnologie, la procédure de base est celle de (Williams, Jaquet et al. 1976). C'est une extraction séquentielle qui distingue des fractions (1) dite « apatitique » (AIP, apatitique inorganique P, fraction extractible à HCl interprété comme un ensemble de formes de P lié à Ca), (2) non apatitique (NAIP, extraction NaOH, interprété comme un ensemble de formes de P lié à Fe et Al) et du P organique (PO). Les résultats permettent d'utiles comparaisons, qui montrent notamment que la composition varie selon l'origine et les conditions de transfert des matériaux et au sein de ceux-ci selon la classe granulométrique, mais ne donne accès qu'à une partie des informations nécessaires pour définir l'impact sur un milieu aquatique. Il manque une caractérisation de la capacité de la phase solide à répondre à une variation de la [P-PO₄] dans le cadre des interactions eau-sédiment ou suspensions et sédiment-végétaux.

La spéciation du P total, en premier lieu le rapport dissous /particulaire mais aussi la composition du PP, conditionne le devenir du P dans l'environnement et notamment son impact via son utilisation biologique. Celle-ci dépend de sa « bio-disponibilité ». Le concept de **biodisponibilité** est crucial : il exprime un potentiel, la capacité d'une charge en phosphore, des eaux, d'un sol ou d'un sédiment, à fournir et entretenir un flux de PO₄, en réponse à un prélèvement par des végétaux, algues y compris. Les formes ioniques dissoutes (PO₄) sont totalement bio-disponibles. Les formes organiques dissoutes le sont après hydrolyse exo-enzymatique, à l'exception d'une fraction dite réfractaire. La complexité vient à nouveau du PP : la quantité biodisponible n'est associée ni à une forme spécifique de P, ni vraiment à une catégorie, ni à une quantité finie ; l'ensemble des formes de P contribuent et la quantité extractible par les végétaux dépend du temps d'interaction le tout dans un jeu complexe d'équilibres chimiques et biologiques, ce qui entraîne de gros problèmes méthodologiques.

V.3.3.a.ii- Un seul enjeu autour du phosphore : l'eutrophisation

Le mot « **eutrophisation** » désigne dans ce chapitre (au moins) « l'eutrophisation culturelle d'origine anthropique » parfois aussi dénommée « pollution nutritionnelle », à ne pas confondre avec un phénomène naturel très différent mais souvent dénommé lui aussi eutrophisation. L'eutrophisation (culturelle) est une transformation de la structure et du fonctionnement des biocénoses aquatiques, en réponse à un enrichissement massif, accéléré et anthropique en nutriments (hyper-fertilisation). C'est une réponse écosystémique à un forçage par les nutriments, avec une certaine variabilité des symptômes et des relations pression – réponse selon le milieu.

Le changement trophique modifie la dynamique des biocénoses proportionnellement au degré d'enrichissement : il se manifeste par des développements phytoplanctoniques et /ou des développements de macrophytes et/ou de biofilms, pendant les saisons favorables à la croissance de la végétation et par une

tendance à l'accumulation de la biomasse végétale. Dans les cas les plus avancés, les impacts sur les usages sont équivalents à ceux d'une pollution organique (odeurs et aspect, baisse de la qualité piscicole, gêne pour la baignade, surcoût pour le pompage et le traitement utilisé avant la distribution d'eau potable, risques pour la santé humaine ou animale par production de toxines, ou par amélioration de la survie de certains contaminants fécaux...). Les blooms de cyanobactéries posent des problèmes spécifiques (risques de toxicité).

L'eutrophisation des plans d'eau douce est en général un processus déclenché et entretenu par **une concentration excessive de P assimilable** en solution (principalement en ions phosphates) dans la zone trophogène. Le P est en effet très généralement le nutriment limitant n°1 des écosystèmes aquatiques continentaux³ comme ceci a été établi depuis (Vollenweider, 1968) par divers types de données, dont des résultats d'expérimentations en vraie grandeur et de longue durée portant sur des écosystèmes lacustres (Schindler, Hecky *et al.*, 2008) (Barroin, 2003). Ce résultat est probablement transposable aux réservoirs. L'eutrophisation est de ce fait le principal risque dans la relation phosphore- barrage/réservoir. Tous les articles étudiés réfèrent leurs travaux à ce risque. Peu en étudient la genèse et le développement dans le temps à partir de la réalisation des ouvrages.

La connaissance des divers facteurs de contrôle de la teneur en P assimilable des plans d'eau et de l'expression du potentiel trophique ainsi créé, parmi lesquels le fonctionnement du cycle du P est un des éléments clés pour le diagnostic de la prévention de l'eutrophisation. Bien entendu, **l'azote doit aussi être pris en considération**. C'est en général le deuxième nutriment limitant. Certains travaux montrent qu'il existe des situations, et probablement plutôt des périodes où N est limitant (notamment en été ou lors de bloom) ou bien de co-limitation simultanée de N et P. D'autres études soulignent toute l'importance des rapports N/P, des interactions entre cycles de N et de P dans la dynamique phyto-planctonique des écosystèmes lenticques et notamment de la possibilité de développement de bloom de cyanobactéries fixatrices de N en cas de déficit relatif en N. Enfin, bien à l'aval, dans les systèmes côtiers semi-isolés recevant directement des flux continentaux, l'azote est considéré en général comme ayant un rôle clé dans la manifestation d'eutrophisation correspondant aux marées vertes (Heathwaite, 2003). Tout ceci justifie un intérêt particulier à la compréhension des flux de N apportés aux plans d'eau (réservoirs inclus) et leurs devenir (en particulier dénitrification et contribution aux GES), à la prévision de l'effet de ces milieux sur les cycles continentaux de N, et à l'inscription de la lutte contre les risques d'eutrophisation dans la perspective d'un double contrôle P et N voir note de synthèse de (Carpenter, 2008).

En lacs naturels, les faibles teneurs en PO₄, et donc l'état oligotrophe qui en résulte, sont stabilisées par des processus d'élimination biotique et abiotique du PO₄ de la colonne d'eau ; symétriquement les fortes teneurs et donc l'état eutrophe sont stabilisés par divers processus permettant le recyclage du P sédimentaire (Carpenter, 2005). Cette résistance à l'évolution de l'écosystème lenticque autour de 2 pôles d'équilibre métastables de l'état trophique est très liée à la rétention sédimentaire du P. Les réservoirs sont un cas d'étude intéressant dans la mesure où d'emblée du matériel riche en P est noyé et « lessivé » (Hellsten, Virtanen *et al.*, 1993).

³ Il existe d'autres facteurs limitants potentiels : la lumière, la température etc... mais ce ne sont pas des leviers d'action.

V.3.3.b- Fonction des plans d'eau dans la dynamique générale du phosphore dans les hydro systèmes

V.3.3.b.i- Cycle du Phosphore dans les plans d'eau

En général, l'essentiel du P-total des plans d'eau provient de leurs bassins versants. Le devenir de cette « **charge externe** » varie selon les caractéristiques du milieu récepteur et selon les formes du P-total transférées (Figure 12).

La charge externe comporte une fraction dissoute comprenant des ions PO₄) en général dosés par excès comme du soluble reactif phosphorus SRP (et une fraction particulaire susceptible de libérer facilement des ions PO₄ (notamment par désorption). **Seuls les ions PO₄ en solution sont directement assimilables par les algues ou les macrophytes** (en général au niveau des feuilles), une partie des autres formes dissoutes l'est après action enzymatique.

L'absorption biologique crée un stock de P-particulaire organique (Figure 12, flèche 1) dont une partie, en général constituée de débris cellulaires coagulés, est susceptible de sédimenter (seston⁴) (flèche 7). Le PO₄ en solution n'est pas automatiquement consommés : en fait, hors périodes de croissances biologiques, il est peu assimilé. Il peut alors être capté par des particules en suspension (sorption) ou précipiter (avec Fe, Al, Ca) ou co-précipiter (principalement avec Ca, CaO₃), puis sédimenter, pour finalement enrichir les sédiments profonds (flèches 4 et 5). Réciproquement, **un relargage de PO₄** à partir des sédiments, dit « **charge interne** », existe, soit en cas de brassage et resuspension des particules (par exemple par désorption), soit lorsque des conditions anaérobies s'établissent durablement à l'interface eau/sédiment (flèches 5 et 6). L'anoxie permet une réduction du Fer et une libération du PO₄ associé au Fer, ce qui peut générer un flux diffusif. Cette anoxie est provoquée par une consommation d'oxygène lors de la minéralisation de la matière organique produite dans la zone photique et qui sédimente vers les couches profondes La régénération de l'oxygène des eaux de fond dépend de l'hydrodynamique du plan d'eau et de sa profondeur (brassages). La relation P/O₂ décrite par (Barroin, 1986) peut servir d'indicateur global du phénomène. Pour le cas particulier des réservoirs, le cas des sols noyés, pouvant notamment entraîner un possible flush initial de P, est à étudier. Le rôle des zones de marnage est également à considérer car elles semblent contribuer à la charge interne (en produisant du SRP à partir de P sédimentaire sous l'effet des dynamiques de dessiccation-humectation, inondation–exondation).

Au total, le devenir et la circulation des formes dissoutes sont réglés par la dynamique de ces différents phénomènes opposés, eux-mêmes contrôlés par des caractéristiques biophysiques du milieu considéré (pH, Eh, lumière, température...). Les zones d'interface sont des hot spots du cycle, en tant que productrices de SRP à partir des formes particulaires. Les échanges rapides de SRP et d'autres formes dissoutes entre eau et phase solide en suspension sont possibles en tous points du système.

Le P-particulaire de la charge externe a un autre devenir, partiellement découplé de celui du P-dissous. C'est une autre composante du cycle (Sharpley et Menzel, 1987). Une partie du PP, souvent majoritaire, sédimente (flèche 5) ; elle peut constituer une source de P à long terme comme évoqué ci-dessus. La fraction en suspension peut libérer dans la zone pélagique un flux de SRP, soit en raison d'effets associés à la dilution, soit en réponse à des interactions avec des végétaux ou des microorganismes (flèche 4). La sédimentation benthique s'accompagne d'une évolution de la spéciation : (1) minéralisation des formes organiques (flèche 3), (2) redistribution des ions PO₄ ainsi produit, pour partie dans la colonne d'eau et pour partie dans la phase solide minérale du sédiment (fixée par les oxydes métalliques, flèche 8). L'interaction avec les macrophytes se développe dans les sédiments littoraux si le milieu est oligotrophe. Les interactions algues planctoniques-particules en suspension dépendent de nombreux paramètres (vitesse de sédimentation des particules, temps

⁴ Le mot seston désigne l'ensemble des particules, de toute nature, minérales ou d'origine organique ou inorganique en suspension dans l'eau. Le seston est la nourriture de nombreux animaux.

de contact, dilution, abondance des cellules), qui eux-mêmes varient de façon saisonnière. Dans la mesure où une interaction se développe, l'assimilation est alors contrôlée par l'état physiologique des végétaux et par la « biodisponibilité du P-particulaire ».

Au total, le cycle du P dans les plans d'eau est donc constitué d'un ensemble de flux, et de stocks, sédimentaires, hydriques et biologiques, et de transformations biogéochimiques. Les transformations de spéciation (conversion forme minérale - formes organiques) et de changements de phase du P (particulaire - dissous) s'opèrent de façon privilégiée dans l'un ou l'autre des compartiments du système (Figure 12). Les flux connectent les compartiments et leurs stocks. Le devenir et la circulation des formes de P particulaire et de P dissous peuvent être découplés, les couplages/découplages étant contrôlés principalement par l'hydrodynamique du milieu considéré ; ils dépendent donc également de la saison et de la gestion. Le fonctionnement global du cycle du P dans les retenues diffère probablement peu, en théorie, de celui des plans d'eau naturels : les processus en jeu sont les mêmes, l'hydrodynamique peut être parfois assez différente et spécifique.

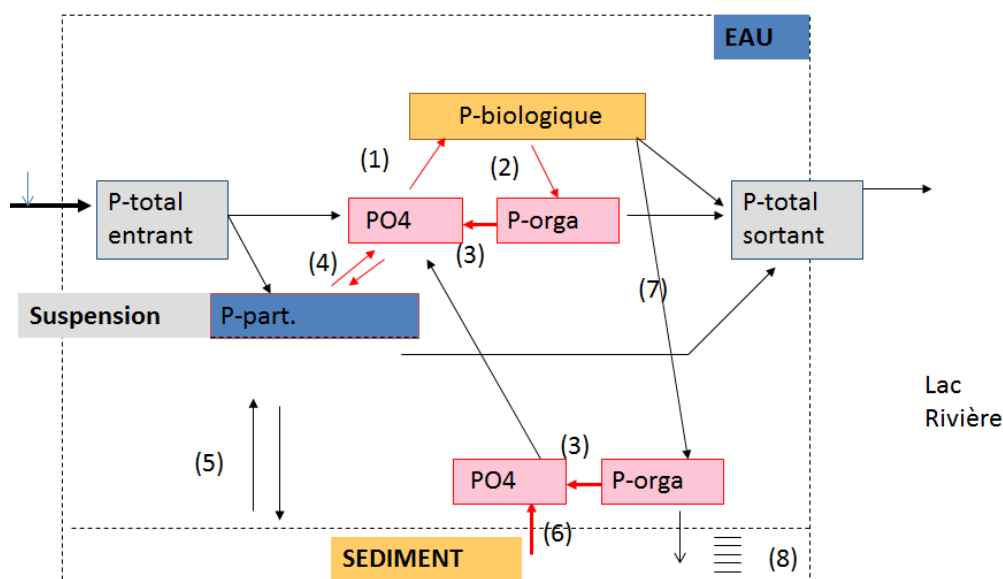


Figure 12 : Cycle du phosphore en milieu aquatique : flux, transports et compartiments. D'après traité de limnologie (Pourriot et Meybeck, 1995) modifié.

Vis-à-vis des hydrosystèmes qui les incluent les réservoirs ont les fonctions suivantes, plus ou moins accentuées selon leur fonctionnement du cycle du P :

- fonction de rétention sédimentaire et biologique du P (constitution de stocks de P),
- fonction de production : de SRP et de formes organiques,
- fonction de convertisseur via le recyclage et la transformation de spéciation : changement de phase porteuse pour le PP, production de flux d'ions PO4 et de PP à partir des flux entrants
- fonction de découpleur partiel dissous - particulaire

La différence entre signal d'entrée et de sortie (exportations exutoire) reflète ces fonctionnements (Figure 12). Les caractéristiques, quantité, qualité et régime des flux exportés par les réservoirs sont contrôlés par ces fonctions.

V.3.3.c- Méthodes mises en œuvre dans la littérature

Les mesures et évaluations visent à déterminer certaines composantes et certains facteurs du cycle et du bilan entrées/sorties. Elles se rapportent soit à des flux, soit à des stocks et dans les 2 cas souvent à la spéciation du phosphore et à son évolution.

La quantification des flux externes (entrées/sorties) est réalisée via des mesures hydro-chimiques. Les entrées sont souvent évaluées sur la base de modélisations empiriques, à partir de coefficient de charge spécifiques du land use/land cover. D'autres types de modèles pourraient être envisagés, même en routine (exemple SWAT).

L'étude des **flux internes** s'effectue dans la colonne d'eau (flux verticaux particulières) ou aux interfaces (flux diffusif eau - sédiments en zone benthique ou zone de marnage). Elle s'appuie sur l'utilisation de trappes à sédiments, de modèles basés sur des mesures des gradients de concentration, de tests expérimentaux en microcosmes (anaérobiose, température, stérilisation...).

L'évaluation des stocks se base : (i) en général sur une approche qualitative, qui évalue la teneur et la spéciation des stocks sédimentaires, la relation avec la chimie des sédiments (teneurs en Al Fe Ca Mn, Matière organique, N et C) ; (ii) parfois sur une approche quantitative des volumes stockés, par sondages de profondeur, géophysique, échosondage...

La **spéciation** du phosphore est déterminée : (i) par extraction séquentielle de diverses formes de phosphore sur sédiments ou MES, voir par exemple et parmi beaucoup d'autres la procédure de (Psenner, Boström *et al.* 1988), (ii) en étudiant parallèlement la chimie des sédiments, les teneurs en Ca, Al, Fe, Mn ; ou encore (iii) par des biotests ou la mesure de phosphatase extracellulaire, respectivement pour biodisponibilité du P et limitation en P.

Les démarches poursuivies dans les articles cherchent à réaliser un bilan du Phosphore contenu dans le plan d'eau (entrées/sorties/charge interne), à étudier l'écologie comparée de plans d'eau et la variabilité des spéciations du P qui s'y trouve stocké, à chercher des indicateurs de fonctions ou de composantes du bilan, à établir des modèles de régression sur les facteurs explicatifs des fonctions du plan d'eau, notamment fonction de rétention, à élaborer des modèles limnologiques sur la relation P – eutrophisation.

Les métriques utilisées pour le Phosphore peuvent différer :

- les teneurs en diverses formes de P, y compris P total et SRP, sont exprimées en $\mu\text{gP/L}$;
- les entrées et sorties sont exprimées soit en masse / unité de temps -par exemple g P/an- , soit par unité de surface en $\text{g P/m}^2/\text{an}$ (« areal load »), ce qui correspond mieux aux impacts et au devenir dans le plan d'eau ;
- la rétention du P (RTP) est exprimée en % des entrées – sorties, en général en proportion du P entrant.

En parallèle des démarches expérimentales, **les modèles du cycle de P en lacs** se développent depuis les années 70, avec comme objectif principal et inchangé de caractériser l'eutrophisation, les charges en P admissibles, les effets des mesures de contrôle de la charge externe, plus récemment les effets du changement climatique et plus rarement les effets de l'évolution des bassins versants. On distingue plusieurs types de modèles :

Modèles statistiques

Ils sont basés sur le comportement moyen d'un grand nombre de lacs. Le modèle le plus connu est celui de (Vollenwelder et Janus, 1981) qui considère la « réaction trophique » d'un plan d'eau face à une augmentation de la charge nutritive (le fonctionnement principal est lié à la relation phosphore chlorophylle).

Le Lac est considéré comme comprenant un seul compartiment homogène. La réaction trophique dépend avant tout de la concentration en SRP, mais elle est modulée par la morphométrie, l'hydrodynamique, le

climat, le temps de séjour... Cette site-dépendance explique la difficulté à rendre compte du fonctionnement de lacs un peu hors moyennes. Autre problème : les variabilités interannuelles, telles que les brassages à intensités très irrégulières, gênent l'utilisation de ce type de modèle pour des grands lacs comme le Léman. On peut, à l'autre extrémité de la gamme de taille, s'attendre à des problèmes avec les lacs très peu profonds et les réservoirs. Ce modèle est (était) très prisé par les bureaux d'études.

Modèles de bilan (black box)

Ils sont construits pour rendre compte de l'effet du bilan entrées – stocks - sorties sur la concentration en SRP ou P biodisponible et les algues ((Dillon et Kirchner, 1975 ; Dillon et Molot, 1996) par exemple). L'objectif est souvent de simuler l'effet d'une modification de la charge externe sur les paramètres de l'eutrophisation (par exemple la transparence). Comme précédemment, le lac est représenté comme constitué d'un seul compartiment homogène.

La difficulté relevée par plusieurs auteurs est l'estimation de la sédimentation nette (dépôt –relargage). Les échanges eau-sédiments ne sont pas décrits, ce qui constitue une grosse incertitude notamment pour les lacs peu profonds fréquemment brassés.

Modèles dynamiques

Les premières modélisations dynamiques se développent dans les années 70 (notamment à l'EAWAG). Les modèles sont capables de simuler le cycle biogéochimique du P et ses changements éventuels, en relation avec la dynamique du phytoplancton, ou plus généralement le développement de l'eutrophisation ou la qualité des eaux, ou encore les normes DCE.

Dans ce genre de modèle, le plan d'eau est compartimenté (les bilans de P, d'oxygène, de particules ... s'effectuent par compartiment) et surtout multi-couches épilimnion, métalimnion, hypolimnion) selon divers pas de temps. Les compartiments sont reliés par les flux qu'ils échangent. La variabilité spatiale de ces couches est plus ou moins prise en considération seront la complexité du modèle (modèles 1D/ 2D /3D). En général les modèles relient cycle de P et cycle de C. Depuis peu il existe cependant des modèles multicycles (P – N – Si – C – O) (Zhao, Zhao *et al.*, 2008).

Les processus pris en compte sont des processus physiques (notamment diffusion, hydrodynamique, dynamique des particules, échanges gazeux eau-atmosphère) et biologiques (photosynthèse, bio utilisation du P, minéralisation des biomasses), et leurs couplages (charge interne, stockage définitif de sédiment). La modélisation dynamique du phytoplancton est souvent une étape clé (Vinçon-Leite et Tassin, 2012) mais peu de modèles intègrent le cycle du P, du phytoplancton et des macrophytes en interactions. Une difficulté souvent signalée est à nouveau la modélisation de la charge interne.

Adaptation aux réservoirs

Parmi les développements clés susceptibles de d'adapter aux préoccupations sur les réservoirs on peut citer les points suivants :

- prévision des teneurs en SRP et de l'état trophique (biomasse) avec des modèles spécifiques aux lacs peu profonds (Janse, Scheffer *et al.*, 2010) capables de prendre en compte la morphométrie du plan d'eau et sa gestion ;
- prise en compte des relations stœchiométriques pour caractériser le recyclage et la consommation de SRP ;
- prise compte de la fixation de N associée à un déficit relatif de NO₃ (prolifération des cyanobactéries) ;

- dynamique de la biomasse végétale, du groupe fonctionnel de phytoplancton et pour les lacs peu profonds la compétition macrophytes – phytoplancton, selon la teneur en P et la saison ;
- modélisation couplée bassin versant – Lac (par exemple, utilisant le modèle SWAT https://www.card.iastate.edu/swat_articles/)

Une question reste difficile à traiter : représenter les modalités d'entrée des eaux dans les plans d'eau et l'effet de celles-ci sur la production primaire (si l'eau reste en surface) et sur le brassage et l'oxygénation du fond (si l'eau plonge). Pour les réservoirs et en raisonnant par analogie avec les lacs, on peut s'attendre : (1) à des difficultés pour rendre compte, dans un modèle, de la remobilisation physique due aux brassages profonds au contact des sédiments (resuspension suivi de relargage du P), (2) à une injection de plus en plus superficielle dans une série de réservoirs (eau de moins en moins dense du fait d'une atténuation de la charge en matières en suspension de l'amont à l'aval) avec des effets de seuils, le cas échéant modulés par l'effet du cumul sur la température de l'eau.

V.3.3.d- Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs

V.3.3.d.i- Dans le plan d'eau

Risque d'eutrophisation de la retenue

Ce risque est souligné par tous les auteurs, et le **rôle clé du P** dans cette dégradation est mis en avant systématiquement comme justifiant les études entreprises. Il n'y a pas de différence entre barrages et plans d'eau pour cet aspect.

Le facteur de contrôle de l'eutrophisation n'est pas le P-total, comme souligné précédemment, mais la teneur en **SRP (PO4 dissous) des eaux de surface**. La bonne relation entre teneur en chlorophylle et en SRP observée dans les réservoirs comme dans les plans d'eau, en témoigne (Vrba, Álek *et al.*, 1995). Le déclenchement de l'eutrophisation s'effectue pour des concentrations assez basses (voir Tableau 4). En lac naturel, 20 à 50 µg/L suffisent ce qui est cohérent avec les références fournies pour les réservoirs d'Espagne par (Lopez et Morgui 1993) : oligotrophe pour SRP <30 µg/L, eutrophe pour SRP > 70 µg/L. Les teneurs en SRP couramment observées dans les rivières rurales de France se situent dans la gamme susceptible de produire une eutrophisation de plan d'eau. La gamme de concentrations observée dans les réservoirs se situe en général entre la vingtaine de µg/L et le mg/L. Les facteurs de cette variabilité sont l'occupation du sol du bassin versant (ville/campagne, type d'agriculture), la taille du réservoir, la position dans le réseau hydrographique... Dans le cas des réservoirs, on peut aussi envisager un effet du type de sol et de végétation inondés et du temps écoulé depuis la mise en eau. Le matériel riche en P (végétation, horizon de surface de sols) une fois noyé alimente un flush de P.

Tableau 4 : Etat trophiques des milieux aquatiques (Pellerin, Morel *et al.*, 2005).

	P-total (µg/l)	Chlorophylle (µg/l) en suspension	Transparence (m)
<u>Lacs</u>			
Oligotrophe	<10	<3.5	>4
Mésotrophe	10-30	3.5-9	2-4
Eutrophe	30-100	9-25	1-2
Hypereutrophe	>100	>25	<1
<u>Fleuves</u>			
Oligotrophe	<25	<10	
Mésotrophe	25-75	10-30	
Eutrophe	>75	30	
<u>Mers</u>			
Oligotrophe	<10	<1	>6
Mésotrophe	10-30	1-3	3-6
Eutrophe	30-100	3-5	1.5-3
Hypereutrophe	>100	>5	<1.5

Le risque d'eutrophisation dépend aussi, en intensité et en expression d'autres forçages, abiotiques et biotiques, notamment de la **température et de la luminosité**, ce qui suggère une relation avec la taille de la masse d'eau, le relief environnant, le climat et la saison (Vrba, Álek *et al.*, 1995). La morphométrie du plan d'eau contrôle la possibilité de développement de **macrophytes**. La teneur en azote, surtout **NO₃**, joue un rôle complexe dans le contrôle des **blooms de cyanobactéries**, qui peuvent être favorisés par la conjonction de fortes teneurs en PO₄ et d'un bas niveau de NO₃.

Au sein des grands réservoirs, il existe une variabilité spatiale de l'état trophique. (Vrba, Álek *et al.*, 1995) observent une déficience en P dans la partie aval d'un réservoir, alors que la partie amont est saturée en P. Cette différence est attribuée à la consommation du SRP par le phytoplancton. L'abondance de macrophytes peut aboutir à des situations similaires, limitant le phytoplancton par concurrence pour P.

Fonction de rétention du P (RTP)

Cette fonction s'observe dans tous les plans d'eau. Elle est mentionnée dans des articles concernant aussi bien les gigantesques barrages chinois que les petits réservoirs de quelques hectares, destinés à fournir de l'eau potable ; elle contribue à l'idée que les réservoirs sont des puits de P (Garnier, Leporcq *et al.*, 1999).

La variabilité de RTP dans les réservoirs de la biblio consultée est énorme : de quelques % (10) à 90% selon les conditions locales. La fonction de rétention, très durable pour les lacs naturels (estimée à 600 000 ans pour le Léman) semble plus limitée mais **assez durable** à la l'échelle de la gestion, pour les réservoirs. Ainsi, sur 54 plans d'eau du Wisconsin (USA), la rétention du P total est efficace sur les 20 ans qui suivent la mise en eau. L'efficacité s'avère variable selon les années ; elle est maximale les années pluvieuses et à fortes charges externes (Powers *et al.*, 2014). L'aspect dominant est la sédimentation, comme le relève (Bartoszek et Tomaszek, 2008).

La fonction de rétention en P (RTP) est contrôlée par les facteurs du bilan entrées / sorties et notamment par les dynamiques dont dépend le devenir des flux : hydrodynamique et dynamiques biogéochimiques. L'ensemble des études consultées se placent dans cette double perspective du bilan et de ses facteurs. Elles montrent tout d'abord un lien statistique entre RTP, temps de **résidence hydraulique** (HRT), charge externe (entrées), parfois concentration en P de celle-ci (Straškraba, Dostálková *et al.*, 1995 ; Kennedy, 1999 ; Lopez, Marce *et al.*, 2009 ; Köiv, Nöges *et al.*, 2011).

La dépendance RTP et HRT n'est pas linéaire : elle est plus nettement marquée pour les plans d'eau de taille modeste (HRT < 100 jours selon Koiv *et al.*, 2011) pour laquelle la relation est linéaire, puis diminue pour les plans d'eau de plus grande taille. Elle traduit le contrôle des conditions de sédimentation sur la rétention. La combinaison profondeur - taille est déterminante. L'effet de la profondeur sur RTP est décrit par (Bartozek *et al.*, 2007). A volume égal, les grands plans d'eau peu profonds sont moins favorables à RTP, probablement en raison d'un accroissement des fonctions inverses, de recyclage ou de relargage, aboutissant à remettre en circulation du SRP bien plus mobile et plus facilement exporté à l'exutoire. Bien entendu, on doit envisager l'existence de différences systématiques entre rétention du PP plus forte et rétention de SRP, plus faible, voire négative (il n'y a toutefois pas d'article abordant cet aspect. Le flux exporté ou mieux le signal de sortie (quantité/qualité/régime) intègre le fonctionnement global du plan d'eau en termes de rétention et son effet de découplage entre SRP et PP.

Certaines études mettent en avant d'autres facteurs, géographiques et hydrauliques : la forme du réservoir, le nombre et la situation des tributaires... En bref : de longs réservoirs profonds avec une seule entrée située à l'opposé de l'exutoire sont considérés comme les plus efficaces pour la rétention sédimentaire (Hejzlar et Vyhnalek, 1998). Une telle situation, en favorisant l'hétérogénéité longitudinale, permet une différenciation spatiale des processus de cyclage du P, dont il pourrait résulter une plus grande efficacité de rétention. Le vent (brassage) et le statut trophique sont d'autres facteurs mentionnés par ces auteurs, pour souligner leur peu d'influence dans les 4 plans d'eau étudiés. En fait, souvent l'autre facteur clé de la RTP est la **charge externe** (flux entrant). Selon Kennedy (1999) son influence se manifeste surtout dans les grands lacs >25 000 ha (statistique sur 54 lacs et réservoirs). La relation est moins structurante dans les lacs de taille inférieure. Cette corrélation, établie à partir de mesures de la charge externe en g/m²/an (areal loading), souligne toute l'importance du rapport affluent/plan d'eau, et de la gamme des concentrations créées dans les interfaces lacs - rivières. Ces zones sont les zones actives pour la sédimentation des formes particulières, principalement minérales, apportées par le bassin versant en quantité variable selon l'occupation du sol de celui-ci. Les charges maximales en PP (et souvent en P-total) et donc la rétention maximale, sont associées aux **périodes de crues**.

La rétention dépend enfin de l'intensité de certaines transformations de spéciation qui, en général, nécessitent des temps plus longs (> crue) et sont associées à des flux internes :

1. **l'absorption biologique** crée du P particulaire organique, particulièrement dans la zone photique, qui sédimente dans la zone benthique en fin de saison. Ce phénomène est plus limité dans les plans d'eau à temps de séjour courts. Le PP organique formé est labile (Figure 12) et facilement recyclé en SRP par minéralisation. Cette minéralisation permet à la fois un retour dans la colonne d'eau de SRP et son piégeage dans les sédiments sur des composés minéraux de ceux-ci (Exemple : oxyde Al ou de Fe). La fraction piégée participe à la rétention.
2. un **relargage benthique** de SRP (Figure 12) associé à la réduction du Fe en conditions d'anoxie de l'interface eau sédiment) ; ce phénomène crée une forte augmentation de la charge interne et provoque en conséquence une baisse de la rétention (Kennedy, 1999). Le lien est à faire ici avec l'état trophique du lac : en condition eutrophe, la forte production de biomasse aboutit à créer, au niveau benthique, ces conditions anoxiques (feed back positif). Le gel hivernal du plan d'eau favorise la désoxygénation benthique (ce qui peut avoir une influence pour les réservoirs de montagne).

Caractérisation et variabilités des stocks benthiques de P

Les stocks benthiques résultent de la fonction de rétention sous forme sédimentaire et des matériaux en place ou redistribués, issus des sols inondés lors de la création des réservoirs. C'est là une grande différence avec les lacs naturels. L'essentiel des travaux consultés traitent de la caractérisation physico-chimique de la couche superficielle des stocks benthiques, prélevée dans les sédiments des barrages déjà anciens. En général, les recherches portent sur la variabilité spatiale longitudinale de la spéciation du P dans les sédiments de surface, propriété du P censée contrôler le flux à l'interface eau - sédiments, et donc la charge interne en relation avec

le problème de l'eutrophisation du réservoir. Très peu de travaux fournissent une évaluation quantitative du stock alors que dans un contexte global - celui de l'impact sur un hydrosystème- et dans la durée, c'est une donnée importante.

Les **quantités totales stockées** sont rarement évaluées car une telle évaluation suppose de mobiliser des moyens de terrain importants pour décrire la variabilité spatiale 3D des sédiments (géophysique, carottages...). (Dauta, Lapaquellerie *et al.*, 1999) déploient ces moyens et montrent que les stocks accumulés en quelques décennies dans les 57 barrages peu profonds (profondeur maximale de 20m) construits sur le Lot sont considérables : le stock total de P biodisponible est évalué à quelques dizaines de milliers de tonnes, soit à 100 ans de flux annuel moyen à l'exutoire du système. Ceci montre la puissance du phénomène de rétention (environ les 2/3 du flux annuel sont retenus) mais laisse aussi songeur sur la gestion future d'un tel pouvoir eutrophisant pour l'hydrosystème et l'estuaire correspondant. Dans le travail de (Dauta, Lapaquellerie *et al.*, 1999), la distribution de P, originaire du bassin versant entier, est comparée à celle de Cd, un autre polluant persistant à forte affinité pour la phase solide, ici injecté principalement par une seule source ponctuelle. Les modèles de distribution sont très différents. Ce concept de «**modèle de distribution**» est à considérer pour les effets cumulés.

Variabilités du contenu en Phosphore. Le P des stocks benthiques est d'abord caractérisé par sa teneur en P-total. La gamme de teneur peut être assez large : sur 43 barrages, elle varie de 100 à 1500 ppm (Lopez et Morgui, 1993), avec un double contrôle : (1) land use et géologie du bassin versant (contraste entre bassins à roches sédimentaires et cristallines), (2) état trophique maximal du plan d'eau en cas d'eutrophisation). On observe le même ordre de grandeur pour divers barrages européens et chinois (Bartoszek et Tomaszek, 2007 ; Liu *et al.*, 2015 ; Dauta *et al.*, 1999) Dans ce contexte, il existe évidemment une variabilité interne à chaque plan d'eau, étudiée par Lopez et Morgui, 1993 : son patron est associé à celui de l'anoxie des eaux benthiques et aux gradients longitudinaux caractéristiques de l'hydrodynamique du plan d'eau (tri granulométrique et compartimentation de la masse d'eau).

La fraction fine (limon fin et argile) est la plus chargée en P (Lopez *et al.*, 2009 ; Liu *et al.*, 2015 ; Fink et Santiago, 1991, *in* Dauta *et al.*, 1999), ce qui est très classique et à mettre en relation avec les propriétés des phases argiles. Le P total des sédiments est ainsi corrélé avec la granulométrie fine, le contenu en Fer des sédiments (Liu, Liu *et al.*, 2015) et plus spécifiquement avec la fraction fine des oxydes de fer (Lopez *et al.*, 2009). La corrélation avec N parfois détectée dans des études de variabilité spatiale indiquerait un effet important de l'activité bactérienne de minéralisation, tandis que celle avec Fe/Al indiquerait un lien fort avec la précipitation de Fe (Lopez, Marce *et al.*, 2009). Le rapport N/P semble un facteur influant pour le contrôle de la teneur en SRP des eaux d'interface benthique (Lopez, Marce *et al.*, 2009), les fortes valeurs indiquant une matière organique minéralisable.

Une spécificité des barrages est mentionnée par (Bartoszek et Tomaszek, 2007) : les granulométries les plus fines et les plus fortes teneurs se trouvent en général à l'aplomb du barrage, c'est-à-dire au niveau de l'exutoire, ce qui semble rarement le cas pour un lac.

Spéciation du P sédimentaire : l'hypothèse structurante de nombreuses publications est que comprendre la spéciation chimique du P et la physicochimie de sa phase porteuse, permettrait d'élucider le rôle de la zone benthique dans le cycle P du plan d'eau (Lopez, Marce *et al.*, 2009).

Une étude type et un peu banale est celle de (Liu, Liu *et al.*, 2015) qui caractérisent dans 3 vastes barrages Chinois, la variabilité spatiale de la spéciation du P de sédiment de surface en considérant 5 fractions : le «P faiblement lié» (extrait à l'eau), le P lié aux oxydes métalliques (extrait NaOH), le P réductible, le P lié au Calcium (extrait HCl) et la fraction résiduelle. La variabilité de spéciation observée se traduit par une balance entre 2 fractions dominantes : P NaOH P / P HCl ; elle est reliée à celle des teneurs en Ca, Mn, Fe, expression de différence dans la nature des phases porteuses du P. (Bartoszek et Tomaszek, 2007, Bartoszek et Tomaszek, 2008) font les mêmes observations sur des sédiments de deux barrages hydroélectriques de Tchèque : balance

P extrait NaOH / P extrait HCl et lien de ce rapport avec la teneur - Fer. La fraction extraite NaOH (1/4 environ du P-total) est considérée comme en grande partie instable en conditions réduites. La fraction organique est évaluée spécifiquement dans la technique utilisée : elle contribue pour 1/3 du P des sédiments de surface. Les caractéristiques de la spéciation (P extrait NaOH et Porga dominant) révèlent l'origine dominante interne autochtone du P sédimentaire.

Pour (Liu, Liu *et al.*, 2015), la corrélation «P faiblement lié» - granulométrie suggère un rôle clé des fractions fines (limon argile) enrichies, formes mobiles de P. Les résultats sont interprétés en termes de biodisponibilité et de relargage potentiel de SRP des sédiments vers la colonne d'eau. Un travail similaire réalisé sur des barrages espagnols beaucoup plus petits, et utilisant une autre technique d'extraction séquentielle (il en existe des dizaines de protocoles), aboutit à des résultats du même ordre, suggérant des formes de PP peu affectées par le transfert dans un plan d'eau écosystème -celles extractibles à HCL et interprétées comme allochtones (érosion BV)-, et des formes plus sensibles aux transferts -associées à Al et Fe-. Des conclusions assez similaires sont obtenues à partir d'études de spéciation en rivière lors des étiages (Dorioz, Pelletier *et al.*, 1998). Evidemment dans le contexte d'un plan d'eau, la spéciation du P sédimentaire, comme la teneur en P total, est contrôlée à la fois par les formes originelles apportées par la charge externe et par les conditions régnant dans le plan d'eau. Pour (Bartoszek et Tomaszek, 2007 ; Bartoszek, Tomaszek *et al.*, 2009) (barrage hydroélectrique Tchèque), la spéciation en surface est stable dans le temps sur des pas de temps annuels, mais évolue en profondeur (20 cm) dans les carottes de sédiments. Cela résulte d'une minéralisation de la fraction Porga, et une capture d'une part du SRP résultant par la phase solide minérale, notamment par Al). La baisse corrélative du Ptotal pourrait être liée à un retour de SRP dans le plan d'eau. Le P organique, dont une part résulte de la sédimentation de résidus cellulaires planctoniques, est considéré par ces auteurs comme la fraction la plus « mobile ».

Fonction de convertisseur et flux aux interfaces eau – sédiments (charge interne)

Plusieurs auteurs relèvent une concentration en PO_4^{3-} (SRP) plus élevée à l'exutoire de plans d'eau ce qui traduit une fonction globalement orientée généralement vers la conversion des formes particulières vers des formes dissoutes. C'est le cas de (Arp et Baker, 2007) pour des lacs naturels de montagne.

Flux benthiques. Un flux de SRP est produit à partir du PP benthique ; cette production dépendant de la spéciation du P du stock sédimentaire, tout un ensemble d'études tente de caractériser un potentiel de transfert de P, des sédiments vers la colonne d'eau, potentiel associé à des processus biogéochimiques permettant de solubiliser le P particulaire. Si on se réfère notamment aux connaissances sur les lacs naturels, la quantité de SRP relarguée par les sédiments dans l'eau libre est contrôlée par de nombreux facteurs, surtout hydrodynamiques, mais aussi biogéochimiques et biologiques. A l'approche par la spéciation, très populaire pour les lacs naturels dans les années 80-90, s'ajoutent donc nécessairement des mesures de flux et de gradients de concentration réalisées in situ ou sur des échantillons types (du point de vue de la variabilité spatiale) traités en microcosmes. A noter qu'il existe aussi des modèles à base physique, assez aboutis.

Les flux benthiques sont influencés par la bioturbation (Biswas, Rana *et al.*, 2009), qui modifie les propriétés physiques des sédiments (porosité, stratigraphie) et donc la pénétration de O₂ et le transfert de SRP vers la colonne d'eau.

Flux littoraux. Les fluctuations de niveau d'eau, qui sont plus accentués par nature dans les barrages que dans les lacs voisins, créent souvent de vastes surfaces interfaces entre rive et plan d'eau. Les sédiments et les sols inondables y sont soumis à des conditions écologiques particulières, marquées par une énergie érosive de l'eau (vagues, au niveau de la ligne d'eau) et par l'alternance d'inondations-exondations et ses conséquences de dessiccations - humectations, gel - dégel, éventuellement ré-oxydation - anoxie. L'intensité de ces phénomènes varie spatialement selon un gradient topographique régulant la fréquence et la durée d'inondation, en relation avec la gestion hydrologique du réservoir. De telles conditions retentissent sur les propriétés physiques et

biologiques des sédiments et des substrats, et sur la dynamique du P. Les travaux sur l'évolution verticale du P dans les sédiments suggèrent l'existence de transfert entre profondeur et surface via l'eau interstitielle lors des dessiccations. L'activité microbienne intervient pour mobiliser du P. Ces phénomènes biophysiques se traduisent par un relargage significatif de SRP. Les flux peuvent atteindre plusieurs kgP/ha/a, ce qui peut en effet compter dans un bilan.

En Finlande, Hellsten *et al.*, 1993 montrent, dès la mise en eau (barrage hydroélectrique construit en zone naturelle) une érosion des matériaux pédologiques de surface (en l'occurrence des tourbes) situés dans la zone de marnage et dans la zone littorale, du fait des vagues et des courants. Ces matériaux érodés sont redistribués dans tout le plan d'eau, et constituent au bout d'une décennie la première couche de sédiments. Ce phénomène s'accompagne d'une libération de P et de COD, principale source de ces composés dans le plan d'eau. Des redistributions de ce type existent en zone tempérée à partir de sols agricoles et forestiers. Elles sont actuellement en cours d'étude et de quantification en France, y compris en terme de conséquences pour le bilan et la spéciation de P (Adams, 2015 ; Faure, 2016).

V.3.3.d.ii- Dans le réseau hydrographique

Les différences entre le signal flux sortant et le signal flux entrant portent sur les quantités, les concentrations, la variabilité des concentrations et sur la spéciation du P. En général, à l'exutoire des lacs naturel, les flux baissent, mais la contribution aux flux des formes dissoutes, organiques -y compris PP organique-, et biodisponibles, est plus élevée. L'intensité de ces effets est variable: des lacs de petite taille ou en tête de bassin versant ont peu d'effet (Camargo, Alonso *et al.*, 2005).

Les rapports N/P et C/P sont aussi modifiés en théorie. Ce transfert sélectif s'accompagne enfin d'une moindre variabilité des concentrations, surtout en PP, associée à des effets retards (Powers *et al.*, 2014) dont le pas de temps dépend de la taille du plan d'eau. Il semble toutefois difficile d'extrapoler ces informations aux réservoirs, faute de références.

Pour ce qui concerne ces derniers, le changement de signal devrait se traduire par un impact :

- (1) sur le cycle du P dans le réseau hydrographique aval : on peut faire l'hypothèse d'une meilleure fourniture moyenne en SRP lors des étiages, et d'une injection constante de PP organique,
- (2) sur sa productivité et le rapport hétérotrophie/autotrophie, avec dans le contexte des étiages un accroissement de productivité, surtout en tête de bassin,
- (3) sur le risque d'eutrophisation de l'hydro-système global, soit dans le sens d'un accroissement soit dans le sens d'une baisse de son eutrophisation.

Une revue sur l'impact écologique aval de lacs et barrages faite par (Ellis et Jones, 2013) suggère l'existence d'un gradient de restauration des conditions écologiques in stream après un lac ou un barrage (d'une surface >300 km²), à courte distance, de l'ordre de 1 à 4 km pour la restauration du fonctionnement trophique («recovery distance»). D'autres paramètres, comme la température, nécessitent des distances plus longues.

La décharge d'eau hypo limnique pose un problème spécifique, car riche en PO₄ et NH₄, mais lutterait contre l'eutrophisation du plan d'eau.

V.3.3.e- Récapitulatif et discussion

Les auteurs considèrent en général que **les lacs et réservoirs ont le même fonctionnement**, en tous cas les mêmes processus, et présentent une variabilité liée aux mêmes facteurs. Straskraba *et al.*, 1995 notent toutefois des différences statistiques en matière de rétention du P. Des différences dans la localisation des stocks sédimentaires et dans les conditions de sédimentation sont aussi mentionnées (Higgins et Kim, 1981).

Enfin, comme signalé précédemment, la **question de la charge interne se pose de manière assez spécifique pour les réservoirs**. Vu le nombre de réservoirs, il est temps d'inscrire ces milieux anthropisés dans des modèles biogéochimiques à l'échelle du paysage, comme le propose (Powers, Robertson *et al.*, 2014).

Réservoirs : puits ou sources de P ?

Les flux exportés par les réservoirs sont contrôlés par leurs fonctions de rétention - conversion- découplage, et par leurs charges internes. Une partie de la charge interne résulte d'un recyclage (notamment vers des formes plus bio-disponibles), mais qui tend à mobiliser des stocks de P sédimentaires antérieurs (effets cumulés). La charge interne dans les réservoirs présente aussi un apport spécifique, celui des zones de marnage et des sols inondés. En conséquence, **un réservoir, selon le poids des charges internes, peut être soit un puit de Ptotal, soit une source de Ptotal, soit plus finement un puits de potentiel eutrophisant ou une source de ce potentiel**. Dans la mesure où le système est susceptible à terme (de l'ordre de la décennie ?) soit de saturer son pouvoir de rétention, soit de limiter sa charge interne, la durabilité d'un état puits ou d'un état source, enregistré au temps t, est inconnue.

Mobilité du P aux interfaces eau - sédiments (charge interne)

La rétention est très liée au stockage de PP par sédimentation, d'où le poids des facteurs morpho-métriques sous-tendant l'hydrodynamique et l'efficacité, en cas de charge externe forte (à divers pas de temps).

La compréhension de la composition chimique du P sédimentaire et de sa phase porteuse peut aider pour élucider le rôle des sédiments dans le cycle du P, les fonctions de rétention éventuelle d'un réservoir et leur évolution. La mobilité du P sédimentaire dépend de la phase porteuse du PP et de ses évolutions lors du transfert et du stockage. Une part de ces caractéristiques est héritée du bassin versant, de sa minéralogie, de la chimie des eaux, de la minéralisation, de la teneur en SRP en étiage et de son land use (pression d'apports de P, érosivité...). Ces paramètres sont à prendre en compte pour prévoir le risque d'eutrophisation ou le minimiser à travers des choix de morphométrie. Ils sont aussi utiles à long terme pour gérer les stocks constitués.

Le risque d'eutrophisation est très élevé du fait de la charge interne et des niveaux assez forts en SRP et P biodisponible des rivières françaises. Associer barrage et réduction des flux, même diffus dans le BV, serait prudent !

Effets aval

La plupart des publications s'intéressent à l'objet retenue et les conséquences à l'aval dans le réseau hydrographique sont seulement abordées par l'évaluation des flux sortants. Seuls (Hu, Qiao *et al.*, 2012) évoquent un risque d'eutrophisation à l'aval du grand barrage des 3 Gorges, en lien avec la gestion du barrage. En effet son ouverture libère du phosphore, fait diminuer le rapport N/P ce qui favorise l'eutrophisation.

Une approche théorique proposée par Kennedy (1999) semble intéressante à mentionner dans ce contexte. Les systèmes lotiques présentent avant tout de fortes différenciations hiérarchisées de l'amont vers l'aval. L'existence d'un réservoir régulateur et fournisseur de formes dissoutes et organiques provoque un changement dans l'ordre hydro-écologique du tronçon récepteur des flux. Le réservoir, comme un lac, équivaut à un tronçon lotique intercalé dans un réseau hydro-lotique : en d'autres termes, une **rupture d'ordre**. Par exemple, si le barrage est construit sur une rivière d'ordre 3, le tronçon aval se comporte écologiquement, du fait du barrage, comme un tronçon d'ordre 4. D'où le concept de «distance de résilience» qui peut s'appliquer à la dynamique du P et désigne la distance nécessaire au retour à une situation classique en terme de

spéciation et de régime de transfert. Elle dépend des processus de rétention in-stream du P, de l'érosion de la berge....

V.3.4 Effet d'une retenue sur les Eléments Trace Métalliques

Les éléments Traces Métalliques (ETM) sont des éléments naturellement présents dans les sols dont certains sont indispensables aux plantes. Les éléments Traces Métalliques (ETM) font partie des oligo-éléments et des Éléments Traces. Les Eléments Traces Métalliques sont conventionnellement définis comme les métaux dont la concentration naturelle moyenne dans la croûte continentale supérieure est inférieure à 1000 mg.kg-1. Parmi eux, certains sont indispensables au fonctionnement des processus biologiques : ce sont les oligo-éléments. Ils peuvent néanmoins s'avérer toxiques pour diverses formes de vie, à des teneurs plus élevées (ex : Cu et Zn). Il en va de même pour d'autres ETM dont le caractère indispensable n'est pas démontré (ex : Cd, Hg et Pb)⁵.

La littérature portant sur l'effet des retenues sur ces éléments ne paraît pas très fournie ; les premières requêtes appliquées ont pointé une cinquantaine de références qui peuvent en premier lieu être regroupées en fonction du type de milieu :

- TITLE : ("ponds" or "dams" or "reservoirs") AND TITLE : (heavy metal)
- TITLE : (pond or dam or reservoir) AND TITLE : ("heavy metal")

Il apparaît alors un premier groupe constitué de références centrées sur les barrages (*dams*) ; un deuxième groupe assez fourni est centré sur les ouvrages (*ponds*) de décantation des eaux pluviales e.g. (Egemo, Sonderup *et al.*, 2015 ; Karlsson, German *et al.*, 2010 ; Karlsson, Viklander *et al.*, 2010) ; enfin quelques références traitent de milieux particuliers comme les ouvrages de stabilisation des boues d'épuration (*stabilization ponds*) (Alonso, Villar *et al.*, 2006) ou des retenues associées à des centrales électriques (nucléaires) (Nokhrin, Gribovskii *et al.*, 2008).

Globalement, et quel que soit le milieu, les processus géochimiques, principalement dans les sédiments, en relation avec la biodisponibilité des ETM, constituent le centre d'intérêt principal de ces publications ; la question du cumul n'apparaît jamais.

Douze articles ont été retenus, indépendamment des types de retenues, en privilégiant les articles décrivant les processus et/ou les impacts, d'après les résumés :

- (Dhanakumar, Solaraj *et al.*, 2015)
- (Karlsson, Viklander *et al.*, 2010)
- (Liu, Wang *et al.*, 2014)
- (Madeyski, Tarnawski *et al.*, 2009)
- (Michalec, Lenart-Boron *et al.*, 2014)
- (Nokhrin *et al.*, 2008)
- (Shotbolt, Hutchinson *et al.*, 2006)
- (Triboit, Laffont-Schwob *et al.*, 2010)
- (Vukovic, Vukovic *et al.*, 2014)
- (Wang, Yao *et al.*, 2014)
- (Wolfberg, Kahanovich *et al.*, 1980)
- (Zakova et Kockova, 1999)

Cette première sélection d'articles ne comportant que peu ou pas de références concernant l'accumulation des ETM par des invertébrés ou des poissons à partir des sédiments ou les effets associés, une recherche

⁵ http://www.dictionnaire-environnement.com/elements_traces_metalloques_etm_ID425.html

complémentaire a été effectuée afin d'identifier quelques articles de synthèse ou des revues susceptibles d'éclairer ces questions. Cette recherche (TOPIC: (bioaccumulation) AND TOPIC: (metal) AND TOPIC: (benthic invertebrate) a produit 150 références, dont 26 ont été présélectionnés après lecture des titres ; les études de cas sur des sites à l'aval d'activités minières, constituant des situations a priori un peu trop extrêmes, ont notamment été écartées. Des 26 références restantes, une deuxième étape de sélection a permis d'en retenir 5, en cherchant là aussi à se concentrer sur les processus, et le cas échéant les indicateurs.

- (Farag, Woodward *et al.*, 1998)
- (Klavins, Briede *et al.*, 1998)
- (Mendez-Fernandez, De Jonge *et al.*, 2014)
- (Watanabe, Monaghan *et al.*, 2008)

Une référence a été ajoutée sur l'aspect « indicateurs »

- (MacDonald, Ingersoll *et al.*, 2000)

V.3.4.a- Rappel sur les enjeux et sur les processus

Dans les systèmes hydrographiques, une fraction des ETM est associée aux sédiments, qui fonctionnent vis-à-vis des ETM comme « puits » ou comme « source ».

Un certain nombre d'ETM sont des « substances prioritaires » au titre de la directive 2000/60 pour l'eau (DCE). Les études synthétisées ci-après d'un point de vue opérationnel sont donc justifiées dans une perspective de minimisation des impacts, mais cette notion est rarement abordée en tant que telle dans la littérature examinée. Un article (Michalec et Tarnawski, 2009) mentionne aussi la possibilité que les sédiments des retenues puissent être extraits pour restaurer le volume utile des retenues et épandus sur les sols agricoles.

La Figure 13 résume les sources d'ETM pour les retenues en général, et leur devenir dans une retenue. Les sources d'ETM incluent les dépôts atmosphériques (Shotbolt *et al.*, 2006), le lessivage des sols ayant reçu des engrais ou des matières fertilisantes (dont boues résiduaire des STEP), le ruissellement à partir du réseau routier (Triboit *et al.*, 2010), et les apports du bassin versant amont par les cours d'eau alimentant la retenue (Shotbolt *et al.*, 2006).

La retenue agit comme un « filtre à particules » (Karlsson, K. *et al.*, 2010) : les ETM, associés aux matières en suspension (MES), sédimentent dans la retenue ; les sédiments peuvent être remis en suspension, notamment à l'occasion de vidanges ou de crues. Les ETM peuvent également être accumulés par les plantes (Wang *et al.*, 2014) ou par les invertébrés et les poissons (Dhanakumar *et al.*, 2015). Les particules remises en suspension (et leur charge en ETM) peuvent être exportées vers l'aval, lors de crues par exemple.

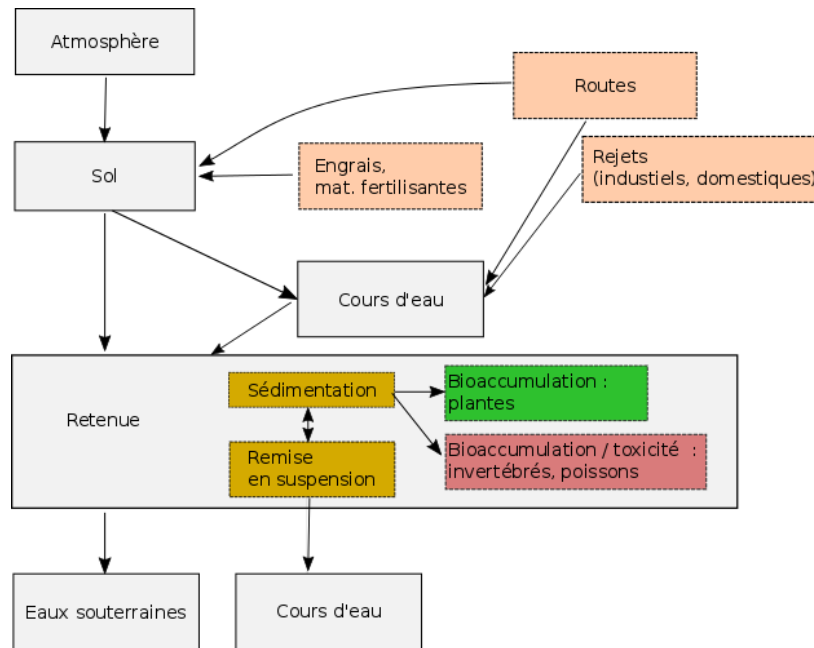


Figure 13 – Sources et devenir des ETM dans une retenue.

Cette représentation reste simpliste ; il paraît difficile de la rendre plus précise, en raison de la variabilité des environnements et des conditions des retenues. Ainsi, (Vukovic *et al.*, 2014) notent qu’il n’existe pas de modèle universel décrivant la distribution des ETM dans les sédiments et l’eau des retenues. Cette distribution, d’un point de vue géochimique, est contrôlée par la spéciation des ETM. En effet, les ETM sont des cations, qui peuvent être associés à différentes fractions. Classiquement (et en pratique analytique), on en distingue cinq (Tessier, Campbell *et al.*, 1979) : échangeable (F1), liée aux carbonates (F2), liée aux oxydes de fer et de manganèse (F3), liée à la matière organique (F4), résiduaire (minérale, géogène – F5). Les publications examinées ici se réfèrent en général à cette classification, et considèrent que la fraction F1 est la plus labile (disponible). Pour plusieurs études citées, il s’agit donc de décrire la spéciation d’ETM dans les retenues à l’étude, et d’essayer de préciser ce qui influence cette spéciation.

Bien que les ETM puissent être mesurés dans différents maillons des réseaux trophiques des milieux aquatiques (biofilm, invertébrés, poissons), les concentrations sont plus élevées dans les premiers maillons de ces réseaux (biofilms, invertébrés) (Frag *et al.*, 1998). La bioaccumulation des ETM par les invertébrés est partiellement contrôlée par la spéciation (Klavins *et al.*, 1998), et pour une autre part par le comportement alimentaire des invertébrés (Frag *et al.*, 1998). D’autres auteurs suggèrent que les principaux facteurs de contrôle de la disponibilité des ETM pour les organismes sont les sulfures acides (déplacement du S^{2-} lié au Fe) et la matière organique décrite par le COT (Mendez-Fernandez *et al.*, 2014). Ce mécanisme paraît cependant plus impliqué pour les organismes se nourrissant en profondeur dans le sédiment, comme les oligochètes, que pour des invertébrés en surface, dans la couche oxygène.

V.3.4.b- Méthodes mises en œuvre dans les articles

L’échantillonnage de sédiments est réalisé à l’aide de dispositifs variés (une seule publication se réfère à la collecte de carottes, qui dans ce cas ont été datées principalement à l’aide de radionucléides). Les métaux sont analysés par les méthodes classiques (spectrométrie d’absorption atomique pour les références les plus anciennes ; spectrométrie de masse par torche à plasma (ICP-MS) pour les plus récentes).

Deux types de méthodes d’interprétation ressortent des articles :

- Des indices d'enrichissement, où l'on compare une concentration mesurée à une concentration représentative du « fonds géochimique »
- Comparaison des concentrations mesurées à des indicateurs de type « norme de qualité »

V.3.4.c- Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs

Sources : chaque bassin versant a sa propre histoire et sa propre géographie (on ne parle pas ici de fonds géologique, mais d'occupation humaine des sols, et des activités humaines induisant des apports d'ETM aux milieux aquatiques). (Shotbolt *et al.*, 2006) notent cependant pour plusieurs ETM (cuivre, nickel, plomb et zinc) que les apports atmosphériques restent proportionnellement faibles par rapport au drainage du bassin versant.

Sédimentation dans la retenue : la distribution des ETM est contrôlée par la granulométrie des particules (Karlsson, K. *et al.*, 2010) et la matière organique associée aux particules (Dhanakumar *et al.*, 2015) ; (Karlsson, K. *et al.*, 2010) : les concentrations les plus élevées en ETM sont relevées dans les fractions fines ($\leq 10 - 25 \mu\text{m}$) et organiques. Le devenir des ETM est donc lié à celui des sédiments (cf. Figure 13).

Exportation vers l'aval de la retenue : étudiant une grande retenue sur le Danube, qui plus est dans un contexte de faible apport anthropique, (Vukovic *et al.*, 2014) observent que le flux d'ETM vers le sédiment est nettement plus important que le flux du sédiment vers l'eau, qui intervient notamment à l'occasion de crues pouvant remobiliser le sédiment. Cette conclusion paraît à nuancer en fonction des caractéristiques de la retenue (géométrie, profondeur) (cf. Figure 13) et de sa gestion, notamment lorsque des déstockages (chasses) sédimentaires sont mis en œuvre pour maintenir la capacité de la retenue.

Exportation vers les eaux souterraines : ce processus est mal décrit dans la sélection bibliographique ; dans les bassins d'infiltration des eaux de pluie, on s'inquiète plus du colmatage par les particules fines (références manquantes). Le transfert vers les eaux souterraines n'est pas non plus évoqué dans la partie des articles sélectionnés traitant de barrages ou de lacs. (Wolfberg *et al.*, 1980) se sont intéressés quant à eux à des ouvrages de recharge par des eaux usées (oxidation ponds) d'un aquifère peu profond en zone aride (Israël). Le flux d'ETM vers l'aquifère souterrain n'est dans ces conditions pas négligeable. Il semble cependant difficile de généraliser à partir de cette étude ; au contraire, dans la mesure où les retenues sont créées pour constituer des stocks d'eau, on devrait pouvoir considérer que les fuites vers les eaux souterraines sont minimisées, ce que montrent d'ailleurs les études sur les bassins d'infiltration d'eaux de pluie. Il ne s'agit par conséquent pas d'une voie d'exportation importante en général.

Effet du marnage : les sédiments constituent un milieu peu oxygéné, voire anoxique en-dessous de la couche d'oxydes de fer et de manganèse. Les fluctuations de niveau dans la retenue peuvent avoir pour conséquence une ré-oxygénation du sédiment (en même temps qu'une diminution de sa teneur en eau) lors de leur exondation, impliquant une modification du statut redox, et donc potentiellement une redistribution des ETM dans les fractions géochimiques. A part un article (Liu *et al.*, 2014), qui n'aborde pas la question de la spéciation mais s'intéresse aux ETM globalement dans une grande retenue chinoise, nous n'avons pas trouvé de référence traitant de l'effet de la fluctuation de la ligne d'eau dans la retenue.

Effet des plantes, bioaccumulation : la présence de certaines classes de végétaux (charophytes, en l'occurrence) induit des concentrations plus élevées dans l'eau interstitielle des sédiments (Triboit *et al.*, 2010), ce qui par conséquent augmente leur mobilité vers la colonne d'eau. Les auteurs invoquent (sans les désigner explicitement) les exsudats émis par la rhizosphère. D'autres auteurs, cités par (Wang *et al.*, 2014) en introduction, pointent soit une hyper-accumulation, par des espèces appartenant aux genres *Valisneria* ou *Ceratophyllum*, réputés être hyperaccumulateurs à partir de l'eau ou par voie racinaire (Wang *et al.*, 2014), soit un effet stabilisateur de certaines espèces de macrophytes, sur les ETM dans le sédiment. Cette

capacité d'accumulation par les plantes a d'ailleurs été mise à profit dans une perspective de surveillance, cf. par exemple (Zakova et Kockova, 1999). Ces végétaux permettent en effet d'intégrer les concentrations d'ETM dans l'eau dans le temps, et d'appréhender plus aisément que des analyses d'eau le niveau moyen de contamination. Ces auteurs signalent également des concentrations élevées d'ETM dans des blooms algaux intervenus dans des zones où les sédiments étaient fortement contaminés par les ETM. Ces quelques études ne permettent pas de trancher sur un effet global à l'échelle de la retenue, dont on peut penser qu'il dépendra de la composition des communautés végétales, de leur répartition spatiale et de leur densité.

Bioaccumulation par les invertébrés et les poissons : (Farag *et al.*, 1998) ont analysé plusieurs ETM dans des sites répartis à l'aval d'activités minières dans un bassin versant ; les invertébrés se nourrissant du biofilm accumulent les plus fortes concentrations d'ETM. Dans cette étude, les concentrations mesurées dans les invertébrés et les poissons étaient inférieures à celles observées dans les sédiments ; (Watanabe *et al.*, 2008) suggère que – chez les invertébrés en tous cas – la dilution observée aux niveaux trophiques plus élevés peut s'expliquer par une excrétion accrue. Les poissons peuvent absorber certains ETM à partir de l'eau brute (voie respiratoire) ou par voie trophique (ingestion de particules en même temps que des proies benthiques) (Dhanakumar *et al.*, 2015); cette étude sur un ensemble de 3 retenues indiennes disposées sur un gradient amont aval dans un delta présentant visiblement de nombreuses diffluences (donc peu d'effet cumulé en perspective), et de nombreuses sources industrielles ou urbaines. Les sédiments déposés dans ces retenues sont très sableux, en revanche la fraction fine est très riche en matière organique ; ce sont donc des sédiments relativement atypiques. L'accumulation par les poissons est corrélée à la somme des fractions F1 et F2.

A noter qu'à l'exception des formes organiques du mercure, les ETM ne sont pas bioamplifiés dans les réseaux trophiques (Farag *et al.*, 1998; Watanabe *et al.*, 2008) : en d'autres termes, s'ils sont susceptibles d'être accumulés par certains organismes (invertébrés benthiques, algues...) cette accumulation ne porte pas à conséquence pour les prédateurs de ces organismes.

Indicateurs utilisés

- Indice d'enrichissement (e.g. Igeo) : quotient de la concentration mesurée par la concentration géogène du même élément ; si l'indice > 1 il y a apport de l'ETM en question. L'enjeu et la difficulté pour ce type d'indice est donc de connaître la concentration de fond.
- Comparaison à des « seuils de qualité », dont certains ont une valeur normative (réglementaire) : normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la « directive cadre pour l'eau⁶, « sediment quality guidelines » nord-américaines (Macdonald *et al.*, 2000) etc. Le guide technique européen citée en note infra-paginale propose (pour le compartiment aquatique, pas pour les sédiments) d'affiner l'évaluation en tenant compte de la disponibilité des ETM.

V.3.4.d- Analyse critique ou discussion

La revue ci-dessus repose sur une sélection ciblée de publications traitant des processus biogéochimiques impliquant les ETM dans les sédiments, et par conséquent dans les retenues, dans la mesure où celles-ci fonctionnent comme des pièges à sédiment efficaces. Cette vue est partielle à cause de la combinaison de mots clé employée ; de fait, les différents termes désignant les retenues ont permis de pointer quelques environnements particuliers, certains assez éloignés des retenues d'intérêt pour cette expertise. Une sélection complémentaire a permis de compléter la synthèse sur les processus en ajoutant des références non

⁶ E.C., 2010. Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards. - European Commission, p. 261

spécifiques du fonctionnement de retenues, mais expliquant le devenir des ETM, notamment la bioaccumulation à partir des sédiments.

Cette sélection paraît suffisante pour identifier les processus impliquant les ETM à l'échelle d'une retenue. En revanche, rien n'apparaît sur la notion de cumul. Cependant, dans la mesure où le devenir des ETM est lié aux particules sédimentaires auxquelles ils s'adsorbent, en tout état de cause on devrait pouvoir raisonner l'impact cumulé des retenues pour ces éléments en s'appuyant sur le Chapitre portant sur le Transport sédimentaire.

V.3.5 Effet d'une retenue sur les Pesticides

Une recherche bibliographique basée sur les mots clés : pesticide & (free surface water or reservoir or pond or dam) a révélé 45 articles datés entre 1976 et 2015.

Les articles traitent généralement d'occurrence de pesticides dans les phases aqueuses et sédimentaires de systèmes aquatiques. Différents systèmes aquatiques sont concernés : les retenues à vocation piscicole (Lazartigues *et al.*, 2012, 2013a, 2013b ; Gaillard *et al.*, 2015), des étangs de ferme (Klaassen et Kadoum, 1979), les bassins d'orage (DeLorenzo *et al.*, 2012 ; Allinson *et al.*, 2015) des barrages à différentes vocations (Salazar *et al.*, 1997 ; Devault *et al.*, 2009 ; Palma *et al.*, 2010 ; Urbaniak *et al.*, 2012), des petites retenues collinaires à vocation d'irrigation (Grover *et al.*, 1997 ; Battaglin et Goolsby, 1998 ; Battaglin *et al.*, 2000 ; Tournebize *et al.*, 2013). Dans la suite nous appellerons retenue tout système aquatique qui stocke de l'eau.

Plusieurs échelles d'investigation sont abordées : des expérimentations en laboratoire de microcosme incluant des dopages de pesticides en milieu contrôlé ; des expérimentations en mésocosme en reproduisant à taille réduite des systèmes aquatiques de type réservoir en condition contrôlée ; enfin des suivis in situ sur des sites réels en conditions naturelles.

V.3.5.a- Méthodologie employée

V.3.5.a.i- Expérimentation de laboratoire de microcosme

Les expérimentations en batch de laboratoire consistent généralement à étudier les cinétiques et les isothermes de sorption (Gao, Maguhn *et al.*, 1998 ; Devault, Ith *et al.*, 2010). Est appliquée la procédure OCDE guide 106 (Anonymous, 1981), avec des niveaux de concentrations excessives comparés à celles mesurées in situ par exemple Gao *et al.* (1998) apportent 0.04 à 5 mg/L de pesticides pour 10g de sédiments.

V.3.5.a.ii- Etudes spécifiques sur sédiments

Parce que les études s'échelonnent en 1970 et 2015, les méthodes et techniques de prélèvement in situ des sédiments ont évolué (avec différents protocoles, sur des profondeurs plus ou moins variables, l'accessibilité des sites imposent souvent des contraintes techniques aux prélèvements). Les extractions des pesticides depuis les sédiments diffèrent aussi selon les articles. La conservation est mentionnée : soit analyse directe, soit congélation avant analyse.

Des études ont porté sur la datation des dépôts de pesticides dans les sédiments : distribution verticale selon la profondeur (Devault *et al.*, 2010), utilisation d'isotopes ^{210}Pb et ^{137}Cs (Barra *et al.*, 2001 ; Rawn *et al.*, 2001).

V.3.5.a.iii- Expérimentation en mésocosme

Les expérimentations en mésocosme (Tableau 5) reproduisent en conditions contrôlées à taille réduite les systèmes réservoirs pour des durées entre quelques jours à plusieurs mois. (Klaassen et Kadoum, 1979 ; West *et al.*, 1979 ; Boyle, 1980) effectuent des dopages de retenues expérimentales aux pesticides (fortes concentrations 15-25µg/L d’Atrazine et de Carbofuran, 2,4-D ou Fluridone) dans 4 retenues (en moyenne 4500m³), suivi sur le moyen terme (2 ans) dans les différents compartiments (eau, sédiment, biote). (Farmer, *et al.* 1995) utilisent 8 mésocosmes de 25m³ chacun, constitués d’hydrosol (sédiment de mares et de fossé), remplis d’eau et ensemencés par des organismes prélevés dans les mares* voisines pour étudier le devenir de pesticide par retombées atmosphériques. La méthodologie employée par (Muir, *et al.*, 1985) consiste au suivi d’un pesticide marqué isotopiquement le C¹⁴-Deltamethrin.

Tableau 5 : Références bibliographiques pour les expérimentations en microcosme ou mésocosme d’étude sur le devenir des pesticides dans les systèmes de retenue.

Référence	Méthode	Pesticides
(Gao <i>et al.</i> , 1998)	Adsorption-Désorption (Cinétique et isotherme)	Atrazine, Triadimenom, Dimethoxyanilazine, Terbutylazine, Bifenox, Fluroxypyr
(Devault, Gerino <i>et al.</i> 2009)(Devault, Gerino, <i>et al.</i> , 2009)	Analyse de la distribution verticale des pesticides dans les sédiments	Simazine, Terbutylazine, Sebuthylazine, Cyanazine, Hexazimone, Metabenzthiazuron, Metobromuron, Isoproturon, Linuron, Metolachlor, Metazachlore
(Peris, Requena <i>et al.</i> , 2005)	Quantification sur carottes de sédiment	Aldrin, Deldrin, Endrin, HCB, Heptachlor, Lindane, DDT
(Klaassen et Kadoum, 1979)	Dopage en pesticides de 4 retenues expérimentales	Atrazine, Carbofuran
(Muir <i>et al.</i> , 1985)	Dopage de pesticide marqué isotopiquement	C ¹⁴ -Deltamethrin
(West, Day <i>et al.</i> , 1979)	Dopage de pesticide dans des retenues de différents volumes et profondeurs	Fluridone
(Farmer <i>et al.</i> , 1995)	Dopage de pesticides par simulation de dérive atmosphérique	Lambda Cyhalothrin, Cypermethrin
(Boyle, 1980)	Dopage de pesticide sur 12 retenues reconstituées	2,4 D

V.3.5.a.iiii- Suivi in situ

Les suivis in situ (Tableau 6) portent sur des retenues variées en surface (de qq ha à plusieurs centaines de km²). Ils correspondent à des échantillonnages de la colonne d’eau (Thurman *et al.*, 1996 ; Grover *et al.*, 1997) ou de sédiments (Barra *et al.*, 2001 ; Marvin, C. *et al.*, 2004 ; Marvin, C. H. *et al.*, 2004 ; Wasswa *et al.*, 2011) soit entre l’entrée et la sortie (Tiessen, Elliott *et al.*, 2011; Tournebize *et al.*, 2013 ; Wijnja *et al.*, 2014), soit pour déterminer la distribution spatiale des concentrations au sein d’une même retenue (Devault, Gerino, *et al.*, 2009) ou à plus large échelle (Thurman *et al.*, 1996 ; Battaglin *et al.*, 2000 ; Tauler, *et al.*, 2000). Les études de Lazartigues *et al.* (2012, 2013a, 2013b), portent sur la caractérisation de la contamination de 5 étangs de pêche en Lorraine, dans des systèmes plutôt lenticques.

La méthodologie de prélèvement dans la colonne d’eau suit généralement des recommandations classiques de prélever l’eau 15 cm en dessous de la surface comme celles de Barbe, *et al.* (1990).

Tableau 6 : Références bibliographiques des publications portant sur des suivis in situ.

Référence	Pays	Methode	BV amont	Retenue	Pesticides
(Lazartigues, Thomas, <i>et al.</i> , 2013)	France	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	entre 0.56 et 6km ²	5 retenues entre 1.2 et 18.60ha	2 hydroxy atrazine / Amidosulfuron / Atrazine / Azoxystrobine / Bentazone / Bromoxynil / Carbendazim / Chlortoluron / Clomazone / Dichlorprop / Diflufenical / Diméthacloclor / Diuron / Fluroxypyr / Hexaconazole / Hexazinone / Imidacloprid / Iprodione / Isoproturon / MCPA / Mecoprop / Mesosulfuron-methyl / Metaldehyde / Metazachlore / Methabenzthiazuron / Metsulfuron-methyl / Napropamid / Nicosulfuron / Quinmerac / Quizalofop / Terbutrin / Thifensulfuron-methyl
(Gaillard <i>et al.</i> , 2015)	France	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	0.86km ²	4.4ha	Boscalid / Clethodim / Clopyralid / Fluroxypyr / MCPA / Propiconazole / Prosulfocarb
(Devault, Delmotte, <i>et al.</i> , 2009)	France	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	ND	4400ha	Atrazine / Cyanazine / DEA / Hexazinone / Isoproturon / Linuron / Metabenz / Metazachlore / Metobromuron / Metolachlor / Sebuthylazine / Simazine / Terbuthylazine
(Gao <i>et al.</i> , 1998)	Allemagne	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	ND	0.3155ha	Atrazine / Bifenox / Desethylatrazine / Dimethoxyanilazine / Fluroxypyr / Terbutylazine / Triadimenol
(Marvin, C. <i>et al.</i> , 2004)	Canada & US	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	58800km ²	2570000ha	Aldrin / DDT / Dieldrin / Metolachlor
(Barra <i>et al.</i> , 2001)	Chilie	Prélèvements in situ sur matrice sédiment	4.5km ²	87ha	DDT / Lindane
(Wasswa, Kiremire <i>et al.</i> , 2011)	Ouganda	Prélèvements in situ sur matrice sédiment	184000km ²	6880000ha	Aldrin / Chlordane / DDT / Dieldrin / Endosulfan / Heptachlor
(Rawn <i>et al.</i> , 2001)	Canada	Prélèvements in situ sur matrice sédiment	entre 29 et 33650 km ²	7 lacs entre 480 et 85200ha	DDT / Chlordane / Heptachlor
(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)	US (11 états)	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	720000km ²	5 retenues	Acetochlor / Alachlor / Atrazine / Bensulfuron methyl / Chlorimuron ethyl / Chlorsulfuron / Cyanazine / Flumetsulam / Halosulfuron methyl / Imazapyr / Imazaquin / Imazethapyr / Metolachlor / Metsulfuron-methyl / Nicosulfuron / Primisulfuron methyl / Prosulfuron / Sulfometuron methyl / Thifensulfuron-methyl / Triasulfuron / Triflusaluron methyl
(Grover <i>et al.</i> , 1997)	Canada	Prélèvements in situ sur matrice eau	4 bassins versants de 8 à 41 ha	4 retenues entre 0.0130 et 2.2ha	2,4-D / Bromoxynil / Dicamba / Diclofop / MCPA / Tri-allate / Trifluraline
(Thurman <i>et al.</i> , 1996)	US (11 états)	Prélèvements in situ sur matrice eau	720000km ²	76 réservoirs répartis sur le bassin versant du fleuve Mississippi	Acetochlor / ESA
(Tauler <i>et al.</i> , 2000)	US (11 états)	Prélèvements in situ sur matrice eau	720000km ²	76 réservoirs répartis sur le bassin versant du fleuve Mississippi	Alachlor / Alachlor ESA / Ametryn / Atrazine / Cyanazine / Cyanazine amide / DEA / DEECyanazine / DEECyanazine Amide / DIA / Metolachlor / Metribuzin / Prometon / Propazine / Simazine
(Palma <i>et al.</i> , 2010)	Portugal	Prélèvements in situ sur matrice eau	3000km ²	25000ha	Atrazine / Chlorpyrifos / Endosulfan / Simazine / Terbuthylazine
(Salazar <i>et al.</i> , 1997)	Mexique	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	505km ²	20*10 ⁶ m ³	Methyl parathion
(Wijnja, Doherty <i>et al.</i> , 2014)	US (Massachusetts)	Prélèvements in situ sur matrice eau	2.86km ²	42ha	2,4-D / Atrazine / Carbaryl / Diazinon / Imidacloprid / Mecoprop / Prometon

(Delorenzo <i>et al.</i> , 2012)	US (Caroline du Sud)	Prélèvements in situ sur matrice eau	0.43km ²	4.5ha	2,4-D / Atrazine / Chlorothalonil / Imidacloprid / Pyrethroid
(Allinsson <i>et al.</i> , 2015)	Australie	Prélèvements in situ sur matrices eau et sédiment	Région de Melbourne	24 retenues échantillonnées	Atrazine / Azoxystrobin / Carbaryl / DEA / DIA / Dieldrin / Dimethoate / Dimethomorph / Fenamiphos / Fenvalerate / Fipronil / Hexazinone / Imidacloprid / Metalaxyl / Methomyl / Metribuzin / Myclobutanil / Oxadixyl / Pirimicarb / Prometryn / Propiconazole / Simazine / Tebuconazole / Terbutryn / Triadimenol
(Tournebize <i>et al.</i> , 2013)	France	Prélèvements in situ sur matrice eau	0.36km ²	0.3ha	Aclonifen / Azoxystrobin / Chlortoluron / Diffflufenican / Expoxiconazole / Iprodione / Isoproturon / Metazachlor / Metolachlor / Napropamide / Pendimethalin / Prosulfocarbe / Tebuconazole

V.3.5.b- Synthèse des résultats

L'ensemble des études concerne 97 molécules de pesticides avec des propriétés physico-chimiques contrastées. La particularité du jeu de données issu des publications scientifiques est qu'il couvre une large gamme de valeurs pour l'ensemble des propriétés coefficient de partage Koc, hydrophobicité Kow, temps de demi vie DT50* dans différents compartiments : matrice eau / sédiment / végétation.

Enfin sur les 97 molécules des études, il est important de noter que 41 sur 97 sont interdites d'usage en France, soit 42% (voir Tableau 2). Certaines conclusions de publication concernent donc des molécules dont l'usage est interdit en France.

V.3.5.b.i- Processus

Les processus mis en jeu dans les retenues contribuant à la dissipation des pesticides sont de 3 ordres :

- 1) des processus physiques de sorption sur les sédiments. Peu d'études concernent les biofilms ;
- 2) des processus chimiques (hydrolyse, photolyse, oxydo-réduction) ;
- 3) des processus biologiques soit par assimilation par la végétation ou organismes vivants (poisson, invertébrés, non traité dans ce chapitre), soit par dégradation bactérienne.

Au sein des différents compartiments des agrohydrosystèmes, les pesticides subissent différents processus physiques, chimiques et biologiques qui conduisent à la production de métabolites, voire quand la dégradation est complète en éléments inertes. Parmi les molécules de pesticides étudiés dans les publications, les métabolites ne concernent que Alachlor, Atrazine, Cyanazine. Les principaux processus, autre que la simple dilution, sont les processus de sorption (adsorption/désorption) et de biodégradation. Les processus de rétention des pesticides dépendent de nombreux facteurs tels que la teneur en matière organique, en argile, le pH, les conditions redox, la présence et le type de macrophyte, autant que les propriétés physico-chimiques des pesticides (Gao *et al.*, 1998). Battaglin *et al.* (2000) listent les paramètres qui influencent les concentrations et le devenir des pesticides dans des retenues : les propriétés des pesticides, la topographie, l'occupation du sol et le type de sol de la surface contributive, la saisonnalité des écoulements (réponse hydrologique du versant amont), temps de résidence dans la retenue (morphologie du réservoir). A cela d'autres auteurs ajoutent la profondeur de la retenue, la couverture végétale (surface et type de végétation). Urbaniak *et al.* (2012) précisent que la diminution de la vitesse d'écoulement et l'augmentation des floculents des retenues favorisent les conditions de sédimentation et de déposition des polluants. Ainsi de nombreux pesticides qui seront décrits ci-dessous sont retenus sur le compartiment solide des retenues. La retenue joue le rôle d'un puits à polluants par piégeage. Les études montrent aussi un gradient de pollution amont aval sur les sédiments. Les retenues jouent un rôle tampon important pour réduire les transferts de polluants vers l'aval.

Hydrolyse – Photolyse

La plupart des composés pesticides étudiés est stable dans l'eau. Si le Fluroxypyr peut subir facilement l'hydrolyse, accélérée par des conditions alcalines, les autres composés sont relativement stables dans la colonne d'eau : prosulfocarb, boscalid, propiconazole. L'hydrolyse ne peut être considérée comme un processus majoritaire sauf pour Alachlor (0.5j), carbaryl (12j), heptachlor (1j), Iprodione (3j), Quiazaalafop (2j). Parmi les composés acides, le MCPA et le Clethodim peuvent être sujet à rapide photodégradation par photolyse. La turbidité peut affecter cette capacité. La photolyse sera active pour les éléments présents proches de la surface de l'eau. Plus la profondeur de la retenue sera importante et moins la photolyse aura un impact sur la dissipation des pesticides. Les composés acides (clethodim, clopyralid, fluroxypyr) peuvent être

présents sous leur forme anionique au pH de la retenue ($pK_a < pH$). A noter aussi que les pesticides anioniques peuvent être facilement dégradés dans les systèmes de retenue.

Dégradation biologique

Les processus biologiques de dégradation incluent une multitude de réactions qui dépendent de chaque pesticide. Il est classique de considérer que ces processus ont lieu au niveau des interfaces : colonne d'eau/sédiment ou colonne d'eau/biofilm ou dans les sédiments. Les paramètres pour quantifier cette dégradation biologique sont les temps de demi-vie qui sont déterminés pour les différents compartiments. Dans la phase eau, la moyenne et la médiane des DT50 sont de 45 jours (écart type 54 jours) et 28 jours. Dans la phase sédiment, la moyenne s'élève à 105 jours (écart type 150 jours) et la médiane à 48 jours. La dégradation semble plus faible dans la phase sédiment, en raison de l'anoxie, que dans la colonne d'eau.

Participation de la végétation à la rétention

La végétation joue un rôle hydraulique en ralentissant les écoulements, un rôle biologique en favorisant le développement d'une activité biologique. La végétation peut aussi avoir un rôle plus direct dans l'immobilisation des pesticides. De rares espèces de macrophytes peuvent assimiler les pesticides dans leurs tissus. Parmi toutes les références étudiées, seule une étude fait mention de ce rôle de la végétation pour une espèce de lentille d'eau (*Lemna Minor*). (West *et al.*, 1979) rapportent qu'après dopage à forte concentration, le pesticide Fluridone a été quantifié dans les lentilles d'eau (*Lemna minor*, duckweed). Même si la masse piégée dans la végétation ne représente qu'un faible pourcentage de la masse de Fluridone injectée (1%). Le pic d'immobilisation arrive 15 jours après l'application pour décroître avec le temps.

La sorption

Les processus d'adsorption sont rapides, l'ordre de grandeur temporel admis étant horaires puis suivis d'une deuxième phase d'adsorption plus lente (pas de temps journalier). Gao *et al.* (1998) montrent que la désorption est toujours plus lente (jour, semaine). Ce processus s'évalue au moyen du paramètre Koc : plus la valeur est élevée, plus le pesticide sera adsorbé sur la phase solide. Tournebize *et al.* (2013) montrent une gradation de la rétention selon le Koc sur 14 molécules. Les paramètres qui jouent sur les processus de sorption sont le pH, la teneur en matière organique, la granulométrie des sédiments. Une augmentation de pH a pour effet de diminuer l'adsorption, (par exemple pour les tri-azines). Les argiles ne retiennent pas les composés anioniques en raison de la charge négative en surface de l'argile. Ceci explique que ces composés sont faiblement adsorbés mais peuvent être associés avec des ligands (K^+ , Mg^{2+} , acide humique fulvique). Le $\log K_{ow}$ peut indiquer une affinité avec la phase solide (sédiment) si sa valeur est supérieure à 3 (hydrophobicité).

Les processus de désorption sont aussi d'intérêt sur le devenir des pesticides dans les sédiments des retenues. Les protocoles sont plus délicats à développer pour évaluer et quantifier les processus de désorption. Gao *et al.* (1998a) décrivent des processus de résistance ou d'irréversibilité de la sorption. L'hystérésis adsorption/désorption n'est pas triviale à représenter. Ce degré d'irréversibilité de l'adsorption joue un rôle significatif dans la remobilisation des pesticides dans la colonne d'eau. Gao *et al.* (1998) montrent une compétition dans les processus de sorption entre des pesticides (à fortes concentrations) entre le Bifénox (Koc 3107 ml/g) et l'Atrazine (Koc 154 ml/g).

V.3.5.b.ii- Mésocosme Microcosme

Muir *et al.* (1985) présentent une étude sur un dopage de retenue avec une molécule marquée radioactive (¹⁴C- deltamethrin). Cette méthodologie, très fiable, permet de quantifier le devenir du carbone marquée de la molécule dans les différents compartiments : eau / sédiment / biote. Les auteurs montrent que rapidement la Deltamethrin se retrouve dans les 3 compartiments eau / sédiment / biote (en quelques jours) malgré un temps de demie vie théorique de 2 jours. La répartition temporelle de la molécule montre un transfert de la colonne d'eau, sur les sédiments sur toute la durée de l'expérimentation (112 jours). Une augmentation progressive des teneurs en matière active dans/ou sur les tissus des plantes aquatiques après 1 jour d'exposition (jusqu'à 30% de la masse injectée) pour être éliminée progressivement dans les 14 jours. La question demeure quant à la localisation du pesticide sur la végétation. Les lentilles d'eau semblent propices à cette immobilisation, mais on peut se demander si le biofilm ne joue pas un rôle de fixation.

Dans l'expérimentation de Gao *et al.* (1998b) l'Atrazine se retrouve dans les compartiments eau/sédiments très rapidement pour une durée longue (>2ans), tandis que le Carbofuran ne se retrouve pas après 23 jours. Pour le 2,4-D, Boyle (1980) montre qu'il disparaît au bout de 56 jours suite à un traçage.

Dans l'étude de Farmer *et al.* (1995), les pyrethroides (Lambda-cyhalothrin et Cypermethrin) disparaissent très rapidement (1 à 2 jours) de la colonne d'eau pour s'adsorber sur les sédiments de la retenue, (fort Koc) pour représenter 22% de l'apport initial en masse (7 µg/kg de sol sec) avec une progression des molécules jusqu'à 7 cm de profondeur dans le sédiment après 5 semaines. Il n'a pas été retrouvé de pyrethroides dans les plantes des mésocosmes.

West *et al.* (1979) montrent une persistance plus longue de la Fluridone selon un gradient de profondeur. Plus la retenue est profonde, plus l'effet de dilution est grand, mais plus le pesticide perdure dans la colonne d'eau. Les auteurs concluent que la dissipation de la Fluridone était influencée par la température et l'intensité lumineuse (dépendant de la profondeur de la retenue). Les auteurs prolongent leur étude sur la Fluridone en comparant la DT50 dans les eaux des retenues (5 jours) et en batch de laboratoire avec de l'eau désionisée (1 jour). Le Fluridone semble se dégrader très vite dans la colonne d'eau (5 jours) mais plus lentement dans le compartiment sédiment constitué d'hydrosol (3 mois). A la fin de l'étude, 16% de ce qui a été injecté se retrouve dans l'hydrosol.

V.3.5.b.iii- In situ

La pollution par les pesticides dans les sédiments des retenues, lacs, et autres systèmes aquatiques, en milieu rural ou urbain est généralisée dans tous les pays qui utilisent des pesticides : Ouganda, Chili, Canada, Allemagne, Australie, France, Portugal, Pologne, Royaume Uni, Mexique, Royaume Unis. Les études concernent plutôt des anciens pesticides aujourd'hui interdits comme les organochlorés, les organophosphorés, les triazines.

Tableau 7 : Pesticides et niveaux de concentration dans la colonne d'eau ou les sédiments dans les retenues.

Pesticides	Koc (cm ³ /g)	DT50 champs (j)	DT 50 eau (j)	DT50 sédiment (j)	Hydrolyse (j)	log kow pH=7)	Autorisation en France	Niveau de concentration dans l'eau (µg/L)	Niveau de concentration dans les sédiments (µg/Kg de sols sec)	Référence
2,4-D	39	28.8	7.7	18	stable	2.81	OUI	0.08-1-0.73		(Grover <i>et al.</i> , 1997) ; (Wijnja <i>et al.</i> , 2014) ; (Delorenzo <i>et al.</i> , 2012)
Acetochlor	156	14	40	17	stable	4.14	OUI	0.411-0.48		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000) ; (Thurman <i>et al.</i> , 1996)
Aclonifen	7126	80	4.2	14.3	stable	4.37	OUI	0		(Tournebize, Passeport <i>et al.</i> , 2013)
Alachlor	222	14	0.5	2	0.5	3.09	OUI	0.045-0.28-0.74	0.08-1.22	(Battaglin <i>et al.</i> , 2000) ; (Tauler <i>et al.</i> , 2000)
Aldrin	17500	365	ND	ND	ND	3.1	NA		0.22-6-15.96	(Marvin, Painter <i>et al.</i> , 2004) ; (Wasswa <i>et al.</i> , 2011)
Ametryn	316	37	ND	ND	stable	2.82	NA	0.001	0	(Tauler <i>et al.</i> , 2000)
Amidosulfuron	30	20	73	91	stable	1.63	OUI	nd		(Lazartigues, Thomas, <i>et al.</i> , 2013)
Atrazine	100	29	86	80		2.75	NA	0-0.033-0.07-0.1-0.34-0.6-0.63-3.97	0.002-0.21-0.43-0.85-1.3-4.9	(Lazartigues, Thomas, <i>et al.</i> , 2013) ; (Devault, Gerino, <i>et al.</i> , 2009) ; (Gao <i>et al.</i> , 1998), (Battaglin <i>et al.</i> , 2000) ; (Tauler <i>et al.</i> , 2000) ; (Palma <i>et al.</i> , 2010) ; (Wijnja <i>et al.</i> , 2014) ; (Delorenzo <i>et al.</i> , 2012) ; (Allinsson <i>et al.</i> , 2015)
Azoxystrobin	589	180	6	205	stable	2.64	OUI	0-0.09	0.007-0.07	(Allinson <i>et al.</i> , 2015) ; (Tournebize, Passeport <i>et al.</i> , 2013) ; (Lazartigues, Thomas, <i>et al.</i> , 2013)
Bensulfuron methyl	384	8	18	48	stable	0.61	OUI	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Bentazone	55	14	80	716	stable	-0.45	OUI	0.02-2.19		(Lazartigues, Thomas, <i>et al.</i> , 2013)
Bifenox	6475	20	265	0.11	stable	4.5	OUI	0.009-0.023	4.1-18.3	(Gao <i>et al.</i> , 1998)
Boscalid	772	118			stable	4	OUI	0.05		(Gaillard <i>et al.</i> , 2015)

Bromoxynil	302	8	13	13	stable	1.04	OUI	0		(Lazartigues, Banas, <i>et al.</i> , 2013) ; (Grover <i>et al.</i> , 1997)
Carbaryl	300	16	3	6	12	2.36	OUI	0-0.004		(Wijnja <i>et al.</i> , 2014) ; Allinson <i>et al.</i> , 2015
Carbendazim	225	22	8	34	350	1.4	NA	0	0.3-4.5	(Lazartigues, Banas, <i>et al.</i> , 2013)
Chlordane	20000	365	ND	ND	ND	6	NA		0-0.5-0.76-3.8	(Wasswa <i>et al.</i> , 2011) ; (Rawn <i>et al.</i> , 2001)
Chlorimuron ethyl	106	28	21		21	2.5	NA	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Chlorothalonil	850	44	0.1	0.1	stable	2.88	OUI	0.35		(Delorenzo <i>et al.</i> , 2012)
Chlorpyrifos	8151	21	5	36	25	4.7	OUI	0.015		(Palma <i>et al.</i> , 2010)
Chlorsulfuron	36	36	21	26	stable	1.11	OUI	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Chlortoluron	196	34	42	352	stable	2.5	OUI	0.03-0.04-0.74		(Lazartigues, Banas, <i>et al.</i> , 2013) ; (Tournebize <i>et al.</i> , 2013)
Clethodim	23	3	7	17	stable	4.18	OUI	0.02		(Gaillard <i>et al.</i> , 2015)
Clomazone	300	43	<<	54	stable	2.5	OUI	0	0	(Lazartigues, Banas, <i>et al.</i> , 2013)
Clopyralid	5	11	148	>>	stable	1.63	OUI	0		(Gaillard <i>et al.</i> , 2015)
Cyanazine	190	16		84	stable	2.24	NA	0-0.28-0.3-0.32	0.01-3.62	(Devault, Gerino, <i>et al.</i> , 2009) ; (Battaglin <i>et al.</i> , 2000) ; (Tauler <i>et al.</i> , 2000)
DDT	151000	2000	>>	>>	stable	6.79	NA	0.11-0.64-1.4-1.8-2-3.6-4-4.24		(Marvin <i>et al.</i> 2004) ; (Barra <i>et al.</i> , 2001) ; (Wasswa <i>et al.</i> , 2011) ; (Rawn <i>et al.</i> , 2001)
Diazinon	609	19	5	10	138	3.8	NA	0		(Wijnja <i>et al.</i> 2014) ; (Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Dicamba	12	4	40	41	stable	-1.8	OUI	0		(Grover <i>et al.</i> , 1997)
Dichlorprop	74	10	<<	12	stable	2.29	NA	0		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Diclofop	289	35	<<	58	stable	1.61	OUI	0.08		(Grover <i>et al.</i> , 1997)
Dieldrin	12000	2000				3.7	NA	0.003	0.004-0.75-0.8-0.94-3.16-7.18	(Marvin <i>et al.</i> , 2004)

Difflufenican	2000	315		175	stable	4.2	OUI	0	2	(Tournebize <i>et al.</i> , 2013)
Diméthaclor	70	3	10	14	200	2.17	OUI	0	0	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Dimethoate	28	7	45	15	68	0.7	OUI	0.002		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Dimethomorph	348	44	10	38	70	2.68	OUI	0.002		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Dimethoxyanilazine		0.5					OUI	0		(Gao <i>et al.</i> , 1998)
Diuron	813	89	9	48	stable	2.87	NA	0		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Endosulfan	11500	86			20	4.75	NA	0.005	0.82-2.17-5.62	(Wasswa <i>et al.</i> , 2011)
Epoxiconazole	1073	120	65	120	stable	3.3	OUI	0.001		(Tournebize <i>et al.</i> , 2013)
Fenamiphos	100	1.8	6	60	304	3.3	NA	0.005	0.002	(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Fenvalerate	5273	77			115	5.01	NA	0.033		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Fipronil	727	65	54	68	stable	3.75	OUI	0.01		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Flumetsulam	28	45			270	0.21	NA	0.02		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Fluroxypyr	70	40	10	35	223	0.04	OUI	0.8	0	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Halosulfuron methyl	109	14	8	14	14	-0.02	NA	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Heptachlor	24000	250	1	1	1	5.44	NA		0.5-1.67	(Wasswa <i>et al.</i> , 2011)
Hexaconazole	1040	225	112	112	stable	3.9	NA	0		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Hexazinone	54	105			56	1.17	NA	0-0.015	0	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Imazapyr	125	11	30	30	30	0.11	NA	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Imazaquin	17	11	194	475	stable	-1.09	OUI	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Imazethapyr	52	51	>>	>>	stable	1.49	NA	0.031		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Imidacloprid	225	174	30	129	stable	0.57	OUI	0-0.075-0.9		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Isoproturon	122	23	40	149	1560	2.5	OUI	0-0.01-0.04-2.69	0.02-1.8-4.06-5.64	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Lindane	1270	148	21	394	732	3.5	NA		0.046-0.362	(Barra <i>et al.</i> , 2001)

Linuron	739	48	48	46	1460	3	OUI	0	0.1-3.63	(Devault <i>et al.</i> , 2009)
MCPA	74	25	14	17	stable	-0.81	OUI		0-1.2	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Mecoprop	47	8	37	50	stable	-0.19	OUI	0-2.7		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Mesosulfuron-methyl	92	78	44	49	253	-0.48	OUI	0	0	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Metalaxyl	162	39	56	56	106	1.75	NA	0.02	0.001	(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Metaldehyde	240	5	11	12	stable	0.12	OUI	0.03-6.98		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Metazachlor	54	6.8	216	21	stable	2.49	OUI	0-0.06-0.54	0.17-0.5-0.86	(Tournebize <i>et al.</i> , 2013)
Methabenzthiazuron	527	135	90	182	365	2.64	NA	0		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Methomyl	72	7	3	4	stable	0.09	NA	0.011		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Methyl parathion	240	10	15	5	21	3	NA	0.1	0.7	(Salazar <i>et al.</i> , 1997)
Metobromuron	197	22	16	33	170	2.48	NA	0	0.12-1.56	(Devault <i>et al.</i> , 2009)
S-Metolachlor	226	21	9	47	stable	3.05	OUI	0-0.32-0.5-1.73	0.01-0.07-0.67	(Devault <i>et al.</i> , 2009)
Metribuzin	40	19	41	50	stable	1.65	OUI	0.28-0.99	0	(Tauler <i>et al.</i> , 2000)
Metsulfuron-methyl	12	13	115	224	stable	-1.87	OUI	0-0.03-0.06		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Myclobutanil	517	35	12	626	stable	2.89	OUI	0.002		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Napropamid	885	72	28	316	stable	3.3	OUI	0	0.4	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Nicosulfuron	30	20	65	42	stable	0.61	OUI	0.01-0.06-0.08		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Oxadixyl	36	75	25	21	stable	0.65	NA	0.012		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Pendimethalin	17581	90	4	16	stable	5.2	OUI	0		(Tournebize <i>et al.</i> , 2013)
Pirimicarb	388	9	33	195		1.7	OUI	0.005		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Primisulfuron methyl		30				0.2	NA	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Prometon	43	500			stable	2.91	NA	0-0.28	0	(Tauler <i>et al.</i> , 2000)

Prometryn	400	41	56	38	stable	3.34	NA	0.16		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Propazine	154	135	77	77	83	3.95	NA	0.28	0	(Tauler <i>et al.</i> , 2000)
Propiconazole	1086	214	6	636	53	3.72	OUI	0.007-0.01		(Gaillard <i>et al.</i> , 2015)
Prosulfocarb	1693	10	0.94	214	stable	4.48	OUI	0-0.23		(Gaillard <i>et al.</i> , 2015)
Prosulfuron	15	12	103	173	stable	1.5	OUI	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Quinmerac	86	10	89	180	stable	-1.41	OUI	0.02-1.22		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Quizalofop	540	60	39		2	4.28	NA		0	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Sebuthylazine							NA	0	0.05-5.26	(Devault <i>et al.</i> , 2009)
Simazine	130	90	46	33	96	2.3	NA	0-0.28-0.3- 0.429	0-0.004-0.13- 0.64	(Devault <i>et al.</i> , 2009)
Sulfometuron methyl	85	79			stable	-0.51	NA	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Tebuconazole	769	47	43	365	stable	3.7	OUI	0-0.021		(Allinson <i>et al.</i> , 2015)
Terbuthylazine	231	22	6	70	stable	3.4	NA	0-0.15	0.1-0.45	(Devault <i>et al.</i> , 2009)
Terbutrin	2432	52	27	60	stable	3.66	NA	0-0.005		(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Thifensulfuron-methyl	29	10	22	23	180	-1.65	OUI	0	0	(Lazartigues <i>et al.</i> , 2013)
Triadimenol	750	65	53	91	stable	3.18	OUI	0.007		(Gao <i>et al.</i> , 1998)
Tri-allate	3034	46	104	58	stable	4.06	OUI	0		(Grover <i>et al.</i> , 1997)
Triasulfuron	60	39	217	217	stable	-0.59	NA	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)
Trifluraline	15800	170	13	6	stable	5.27	NA	0		(Grover <i>et al.</i> , 1997)
Triflusulfuron methyl	58	5	30	24	32	0.96	OUI	0		(Battaglin <i>et al.</i> , 2000)

Influence des caractéristiques respectives du réservoir et du BV Amont

La dynamique de contamination dépend du fonctionnement hydrologique du versant amont de la retenue et de la morphologie de la retenue. L'évolution des paramètres physico-chimiques à l'intérieur de la retenue est fortement connectée aux caractéristiques du bassin versant (surface, occupation du sol), aux pratiques agricoles. Une relation entre surface agricole connectée à la retenue et les concentrations de pesticides peut être mise en évidence. Cette relation d'échelle entre la surface contributrice et la retenue affecte directement le ratio de dilution des pesticides et leur dynamique de contamination. Les retenues avec un faible ratio de surface sont plus exposées à de fortes concentrations, dans un temps très court après leur application sur les sols agricoles du bassin versant, due à un faible effet de dilution. Les jours suivant les périodes d'application présentent les pics de concentration les plus forts (Lazartigues *et al.*, 2012).

Les sédiments sont plus contaminés dans le réservoir que dans la rivière d'où ils proviennent (Thurman *et al.*, 1996). Cependant les pesticides peuvent provenir de redéposition atmosphérique Marvin, *et al.* (2004) démontrent une contamination par retombées atmosphériques pour certains pesticides (Lindane, Dieldrin) dans les lacs nord-américains. Le comportement des pesticides dans les sédiments varie selon la morphologie du réservoir (vitesse et sédimentation). Les mécanismes de relargage sont possibles selon les mouvements des sédiments du fond de la retenue (crue, vidange,...). Selon la morphologie, des comportements de transport conservatif peuvent s'observer de façon dominante alors que dans d'autre cas, ce seront les processus de dégradation qui seront majoritaires.

Lazartigues, *et al.* (2013) montrent un lien fort entre la présence de pesticides dans les sédiments des retenues et les pratiques locales agricoles : courte rotation, présence de sol nu, présence de sols sableux, le couplage versant et taille de la retenue. Le temps de résidence est calculé à partir du temps de résidence nominal hydraulique HRT (volume écoulé/volume du réservoir). Le renouvellement de l'eau (Lazartigues *et al.*, 2012) entre 0.2 à 4.6 mois a un impact sur le devenir des pesticides. Gaillard *et al.* (2015) avancent que les retenues pour la réserve piscicole et les zones tampons humides artificielles présentent des propriétés similaires telles que un comportement hydraulique, une relation avec les interfaces sédiment / végétation pour la rétention des pesticides. Salazar *et al.* (1997) mettent en cause aussi la gestion des pratiques agricoles de l'amont alimentant la retenue. Ainsi Wijnja *et al.* (2014) montrent que suite à la réglementation sur l'usage du chlorpyrifos et Diazinon en 2004, ces 2 molécules ne sont plus retrouvées dans les retenues du Massachusetts. Seuls les herbicides 2,4 D et Mecoprop sont retrouvés.

La qualité de l'eau de la retenue est conditionnée par les contributions amont et le fonctionnement hydrologique des bassins versants amont.

Résultats dans la colonne d'eau

La saisonnalité des apports de pesticides est marquée. L'apparente disparition des pesticides de la colonne d'eau est liée à l'effet de dilution, par des apports d'eau non pollués, et semble démontrer une non persistance des produits dans le temps. Cependant les quantités piégées dans les sédiments sont plus représentatives de l'effet des réservoirs dans le transfert des pesticides à court terme. Il n'y a pas cet effet de dilution dans les sédiments. Les sédiments sont un bon indicateur de la pollution du réservoir par les pesticides sur le long terme. Cela concerne les molécules dont le Koc est à 4000ml/g

Grover *et al.* (1997) montrent que dans une région agricole intensive du Canada, les retenues contenaient fréquemment certains pesticides comme le 2,4-D et le Diclofop (détection > 70%). En plus des propriétés des molécules, la période et la quantité appliquée expliquent pour beaucoup la présence des pesticides. Pour le 2,4-D, il est avancé une persistance sur toute l'année dans les retenues étudiées. Des pics de Dicamba ont été mis en évidence mais sur des courtes durées puisque sa moyenne annuelle et la fréquence de détection sont très faibles.

En général, les concentrations dans les eaux en sortie de la retenue sont inférieures à celles mesurées à l'entrée, (exemple pour DDT, Dieldrin (Marvin, *et al.*, 2004)) mais les auteurs montrent aussi une augmentation significative (+110 %) en aval du lac pour le Métolachlore suite à l'usage important et généralisé sur maïs dans le versant amont. Battaglin *et al.* (2000) démontrent qu'à l'exutoire des retenues, les pics de concentration de pesticides sont laminés.

Marvin, *et al.* (2004) montrent que la Dieldrin et le Lindane sont présents à plus de 90% dans la phase dissoute, mais sont aussi présents dans les sédiments sur l'ensemble des lacs du nord-américain. Devault, *et al.* (2009) montrent que l'Isoproturon est présent dans les 2 compartiments eau et sédiment. Dans les eaux de surface, Battaglin *et al.* (2000) en lien avec les pratiques agricoles et propriétés des molécules, montrent que les sulfonilurées sont peu retrouvées, alors que les autres pesticides, comme Atrazine et Métolachlor, sont retrouvées à des concentrations > 1 µg/L (large usage aux US). Palma *et al.* (2010) dans une retenue construite en 2002 au Portugal, montrent un gradient de concentration depuis l'amont vers l'aval (pesticides suivis : Atrazine, Simazine, Terbutylazine, Endosulfan, Chlorpyrifos), selon un gradient de temps de résidence de l'eau dans la retenue. Les auteurs retrouvent de plus fortes concentrations en saison sèche (Mai à Septembre) que pendant la saison des pluies, pour 2 raisons : la plus faible dilution avec des écoulements réduits, et surtout la période des usages des produits. La prise en compte du fonctionnement hydraulique de la retenue intégrant le temps de résidence et les effets de mélange conduisent à décaler les pics de concentration mesurés à l'exutoire des retenues (suivi temporel des concentrations à l'amont dans les rivières à l'été et l'exutoire à l'automne). Une fois encore, cela prouve que ces produits se dissipent (sauf Chlorpyrifos). Thurman *et al.* (1996) ont suivi, pendant 2 ans, 76 retenues dans le bassin versant du Mississippi, l'Acétochlor et ses métabolites. Les auteurs retrouvent quantitativement plus les métabolites (69% de détection) à l'exutoire des retenues que la molécule mère (26%). La médiane des concentrations pour l'Acétochlor est inférieure à 0.05 µg/L alors que pour les métabolites, elle s'élève à 0.48 µg/L

Tauler *et al.* (2000) ont fait un suivi temporel sur 76 retenues sur le bassin du Mississippi (720 000 km²), à partir de 8 campagnes entre 1992 et 1993. Plus de 52 % des échantillons ont montrés des valeurs en dessous de la limite de détection, montrant une saisonnalité dans les transferts (liés aux usages), et l'absence de contamination chronique des retenues. Cependant, malgré des concentrations moyennes sur 9 molécules et 5 métabolites inférieures à 0.36 µg/L, des pics sont observés en sortie de réservoir jusqu'à 10 µg/L pour l'Atrazine, Cyanizine, Métolachlor et un métabolite de l'Alachlor (ESA). Ces pics estivaux sont expliqués par des apports massifs liés au fonctionnement hydrologique des bassins versants et aux pratiques agricoles.

Delorenzo *et al.* (2012) notent une saisonnalité dans les concentrations mesurées de pesticides (Atrazine, 2,4D,...) dans la phase aqueuse avec une fréquence de détection de l'ordre de 34%, des pics qui coïncident avec les pratiques agricoles et urbaines (golf,...). Les auteurs relient le plus fort taux de détection aux molécules Atrazine, 2,4D en raison de leur plus forte solubilité.

Résultats dans les sédiments

Devault *et al.* (2009) discutent de la présence de pesticides dans les sédiments selon les fractions granulométriques 63 µm et 2 mm. Il observe tout d'abord un gradient de concentration de l'amont vers l'aval des 2 retenues. Aucun des 13 pesticides n'a été quantifié dans la colonne d'eau. Les triazines et les urées substituées se retrouvent préférentiellement dans les fractions fines des sédiments. Dans les éléments grossiers, la disparition plus rapide est attribuée à des conditions physico-chimique et biologique favorisant leur dégradation. Dans la fraction fine, les auteurs avancent l'hypothèse d'un piégeage par les argiles. Cependant Gao *et al.* (1998a) montrent que les processus de sorption sont bimodaux d'une part sur les particules fines (<6.3 µm) et sur les particules plus grossières (63-200 µm).

La distribution verticale des pesticides étudiée par Devault, *et al.* (2009) montrent la présence de pesticide dans la couche de surface 0-15cm. Des pesticides ont cependant été détectés à de faibles concentrations dans les couches sous-jacentes (jusqu'à 45 cm). Des méthodes de datation des pesticides des différentes couches de

sédiment ont été développées par Barra *et al.* (2001) et Rawn *et al.* (2001), basées sur l'utilisation d'isotopes ^{210}Pb et ^{137}Cs , démontrant une persistance des organochlorés (DDT, Lindane,...). Au Chili et au Canada, le transfert de DDT est daté à 30 ans dans la couche 4-5 cm alors que l'Aldrin quantifié à plus de 9 cm de profondeur dans les sédiments à 50 ans. Ces résultats montrent une longue persistance sur plusieurs décades.

Dans les sédiments Devault, *et al.* (2009) retrouvent majoritairement les tria-azines comparées aux urées substituées et aux anilides. Une étude sur les pesticides organochlorés (Peris *et al.*, 2005), montre en Espagne qu'ils sont présents à des concentrations dans les sédiments de l'ordre de $0.001 \mu\text{g/g}$, avec des concentrations similaires à celles mesurées dans la rivière. Les organochlorés sont des pesticides caractérisés par des propriétés de stabilité, persistance, lipophilie, et forte affinité avec la matière organique.

V.3.5.b.iii- Exploitation des données

Approche statistique

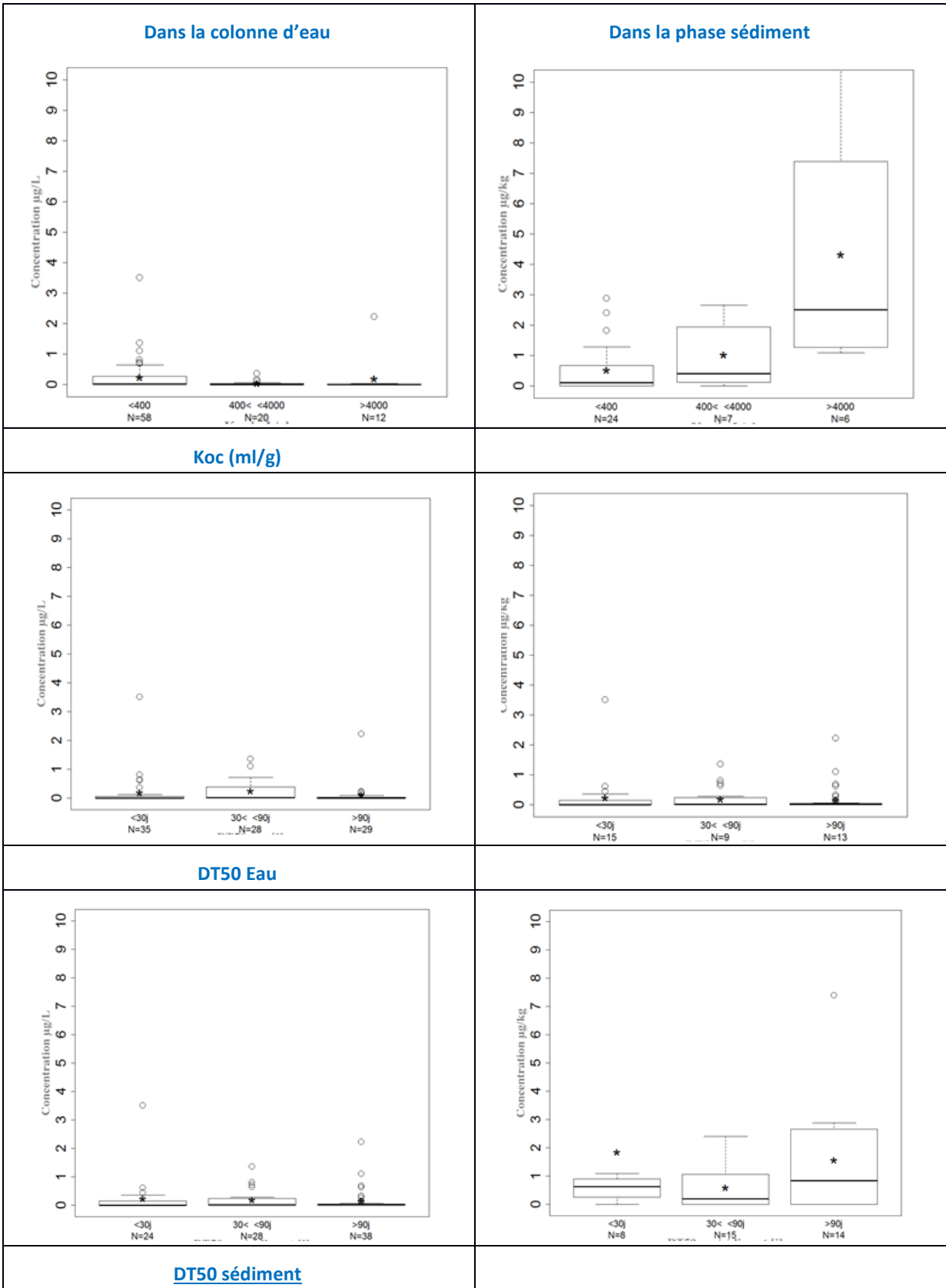
Il est proposé des graphiques simples présentant sous forme de box plot (Figure 14) les concentrations recensées dans les publications (phase dissoute et sédiment) en fonction de variables physicochimiques (Koc, DT50, logKow). Trois classes ont été déterminées pour les Koc de moyennement à fortement sorbables (<400, <4000 et > 400 ml/g), pour les DT50 de non persistant à très fortement persistant (<30, <90 et >90 jours), pour les log Kow d'hydrophile à hydrophobe (<0, <3 et > 3). La gamme de concentrations observées est plus large pour les pesticides extraits des sédiments (de 0 à $12 \mu\text{g/kg}$ de sédiment sec) que dans la colonne d'eau (de 0 à $3.5 \mu\text{g/L}$). Les graphiques brutes montrent une grande variabilité selon les molécules, avec de nombreuses concentrations nulles, une gradation croissante selon le Kow pour la phase sorbée sur les sédiments.

Les graphiques boxplot montrent clairement une gradation des concentrations selon le Koc inverse entre la phase dissoute et la phase sorbée. Dans la colonne d'eau, les molécules avec un Koc <400 ml/g (N=58 données) présentent les concentrations les plus élevées, alors que dans la phase sorbée sur les sédiments, ce sont les molécules avec un Koc > 4000 ml/g (N=6 données) qui sont détectées à des concentrations élevées. Le Koc apparaît bien comme un critère sélectif permettant d'appréhender l'occurrence des molécules dans les retenues.

La propriété de dégradation (DT50 dans l'eau, les sédiments) s'avère être un facteur explicatif pour certaines molécules. Du fait de l'absence de données sur toutes les molécules à l'entrée et dans les retenues, l'influence de la photo dégradation n'a pu être démontrée. Cependant, de manière globale, les molécules quantifiées dans les retenues présentent une forte stabilité dans les systèmes eau (excepté pour Alachlor, Carbaryl, Clorpyrifos <30 jours). Ceci explique l'absence d'influence de la DT50 eau comme critère explicatif des concentrations des molécules. En théorie, les molécules sont rémanentes dans la colonne d'eau, mais la diminution temporelle des concentrations s'explique alors par le renouvellement de la colonne d'eau soit diluant les concentrations soit favorisant leur transport vers l'aval. La DT50 de la phase sédiment apparaît plus explicite. Les molécules avec un DT50>90 jours (Isoproturon, Napropamid, Difflufenican, Aldrin, Chlordane, Endosulfan, Dieldrin) sont mesurées à des concentrations supérieures aux molécules avec une DT50<90 jours.

Le facteur Kow semble être plus explicatif pour les molécules sorbées sur les sédiments. Les molécules comme Bifénox, Aldrin, Endosulfan, Chlordane, Dieldrin avec un logKow>3 qui caractérise une hydrophobie, sont logiquement quantifiées à des concentrations supérieures. Dans la colonne d'eau, on observe une relation moins nette mais les molécules avec un logKow<0, hydrophiles présentent des concentrations plus élevées.

Le compartiment sédiment montre les relations les plus explicites avec les propriétés des molécules. Dans la colonne d'eau, du fait du renouvellement de l'eau, la présence des pesticides est plus difficile à caractériser. Cependant il n'est pas été possible de faire des représentations intégrant les caractéristiques des versants amont, des retenues (surface, volume, profondeur moyenne), les données n'étant pas homogènes dans les publications.



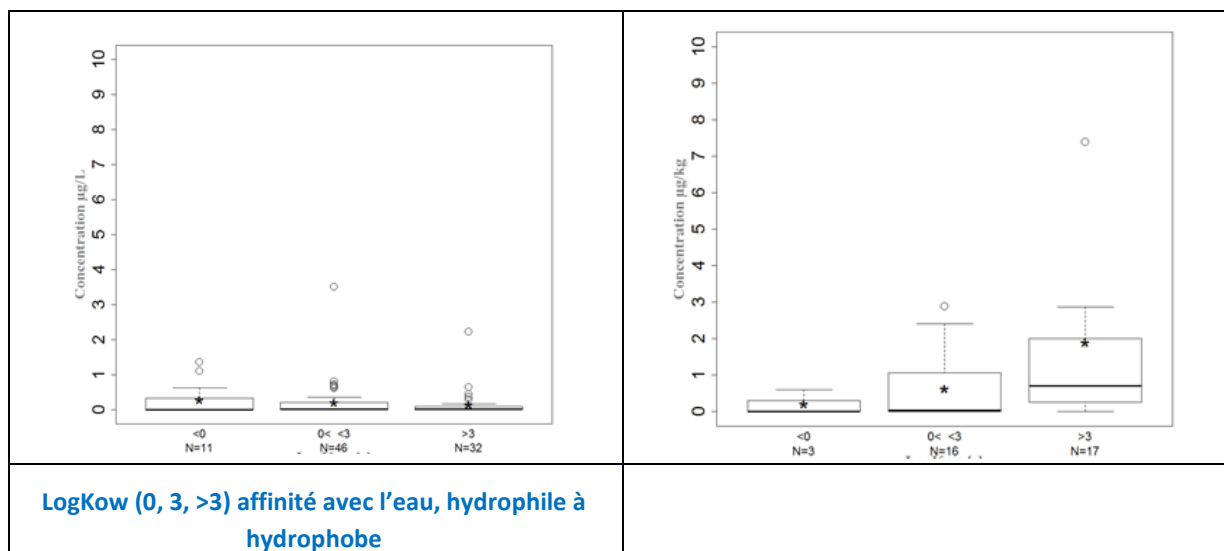


Figure 14: Graphique boxplot des concentrations selon les propriétés physico-chimiques des pesticides recensés. N indique le nombre de données par critère.

Approche de modélisation statistique proposée par (Battaglin et al., 2000)

Ces auteurs ont proposé des régressions impliquant notamment les quantités de pesticides appliquées sur le versant amont, le type d'écoulement alimentant la retenue, le type d'occupation du sol et sa distribution, les caractéristiques du réservoir pour tenter d'approcher la concentration en pesticides dans la retenue.

Régression multi linéaire

$$\text{Pest } [\mu\text{g/L}] = -A + B \cdot \text{QUANT}[\text{kg}] + C \cdot \text{BV}[\text{km}^2] + D \cdot \text{LU}[\%]$$

A une valeur constante négative de l'ordre de 0.3 ; B un coefficient affectant la quantité de pesticide apportée depuis le bassin versant amont, de l'ordre de 0.05 ; C un coefficient affectant la contribution hydrologique du bassin versant (répartition écoulement de surface, ruissellement, subsurface drainage, irrigation...) de l'ordre de 0.03 ; D coefficient affectant l'occupation du sol (proportion de forêt, de zone riparienne, ...) de l'ordre de -0.02.

Les données caractérisant le climat, le débit moyen du cours d'eau amont et les caractéristiques de la retenue (temps de résidence, nombre de crues), ne semblent pas intervenir dans l'équation selon (Battaglin et al., 2000). A noter une valeur négative pour les zones ripariennes qui réduisent les transferts.

Régression logistique

Les variables explicatives sont classées de la plus à la moins importante dans l'équation

$$\text{PEST } [\mu\text{g/L}] = -A[-B] + C \cdot \text{QUANT}[\text{kg}] + D \cdot \text{HYDRO}[\text{m}^3/\text{km}^2] + E \cdot \text{BV}[\text{km}^2] + F \cdot \text{RESERVOIR}[\text{m}^3]$$

A et B constantes négatives (10 et 10), C facteur lié à la quantité de pesticides utilisés (1), D facteur lié à la réponse hydrologique du bassin versant (2), E facteur lié à la géographie du bassin versant (-0.1), répartition spatiale de l'occupation du sol, F facteur lié aux caractéristiques du réservoir (capacité, temps de résidence) (-0.1).

Les 2 approches sont plus performantes pour les pesticides mobiles comme le métolachlore. Les résultats montrent que les processus dominant dans la prédiction des pesticides dans les réservoirs s'appuient sur la quantité de pesticide appliqué et les caractéristiques du bassin versant amont (hydrologiques et physiques). Les caractéristiques de la retenue n'apparaissent qu'en 3ième position. Ainsi on peut proposer d'axer les

programmes d'action sur des actions de réduction 1) des usages et 2) des transferts intégrant les éléments du paysage entre le versant amont et la retenue.

V.3.5.c- Conclusions

La contamination des retenues par les pesticides est une réalité. Parmi les 97 pesticides recensés, les études portent pour 42% sur des molécules dont l'usage est interdit en France.

Les auteurs démontrent que le niveau de contamination dépend fortement des caractéristiques des versants contributifs à la recharge de la retenue. Très peu de travaux ont porté sur les relations entre la contamination et la morphologie de la retenue. Les rôles de la profondeur, du temps de résidence hydraulique, de la longueur morphologique sont présentés comme des facteurs de contrôle mais ne sont pas détaillés.

Bien que les retenues jouent le rôle de dilution, la retenue facilite aussi les processus de rétention. Les concentrations mesurées dans les phases dissoutes et particulaires sont inférieures mais du même ordre de grandeurs que dans les rivières amont, et sont plus fortes que dans les rivières aval. Les auteurs observent un gradient de concentration en pesticides des sédiments entre l'amont et l'aval de la retenue. Les retenues de par leur fonction de stockage permettent de protéger la qualité physico-chimique des rivières à l'aval.

De nombreux pesticides s'accumulent dans les sédiments des retenues. Le paramètre Koc (sorption) est le facteur principal caractérisant la présence de pesticides dans les retenues. L'analyse statistique montre que les molécules avec un Koc4000 ml/g sont durablement fixées sur les sédiments des retenues. Les études sur la datation des pesticides dans les 15 premiers centimètres des sédiments montrent un temps de séjour dans les sédiments sur plusieurs dizaines d'années. Les processus de remobilisation peuvent s'avérer importants. Les auteurs ont recensé les actions de gestion de la retenue qui ont pour conséquence de modifier la vitesse des écoulements (curages, vidanges) mais aussi les vagues dues à la navigation ou à la vitesse du vent. Ce point pose question quant au devenir à long terme.

Apports de pesticides, liés aux pratiques agricoles et au fonctionnement du bassin versant amont

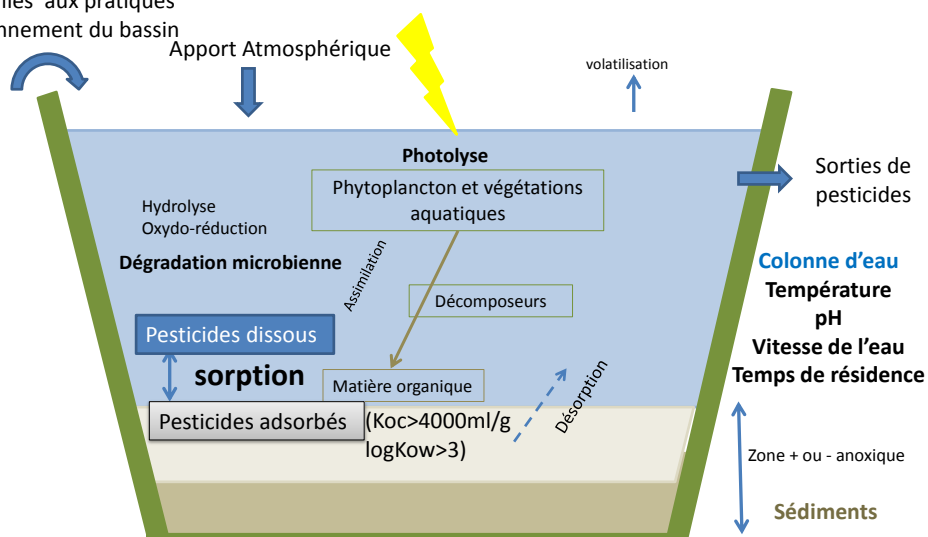


Figure 15 : Schéma de synthèse des processus impliqués dans le devenir des pesticides dans les retenues.

Cependant les études ne permettent pas de définir des recommandations morphologiques favorisant la rétention et l'élimination des pesticides dans les retenues. En l'état actuel des connaissances, les actions préventives visant à réduire le transfert à l'amont de la retenue sont à privilégier. En complément des actions de réduction des usages, pour limiter les entrées de contaminants dans les retenues les auteurs proposent de dériver une partie des eaux en amont des retenues selon les périodes de l'année. Les travaux sur les

« constructed wetlands » ou zones tampons humides artificielles (Stehle, *et al.*, 2011 ; Vymazal et Bfezinova, 2015) montrent un potentiel de rétention pour les pesticides. Ces ZTHA pourraient être connectées à l'amont de la retenue, avec une morphologie favorisant les processus de dégradation : géométrie permettant de gérer le temps de séjour hydraulique et les vitesses de contact substrat /eau / pesticide, faible profondeur, végétation de type macrophyte capable de transférer l'oxygène vers la couche de sédiment, générant des zones aérobies.

V.3.6 Gaz à effet de serre et séquestration du carbone

Deux publications traitent seulement de N₂O, trois de seulement CO₂ et trois de CH₄, mais six abordent la question de manière plus large en associant la séquestration de C et les émissions de CH₄, CO₂ et N₂O. Même si la séquestration du carbone n'est pas toujours étudiée explicitement avec l'émission de CH₄ et CO₂, ce processus est considéré comme le moyen de réduire le bilan des émissions de GES, par la redistribution à court ou long terme de C atmosphérique dans d'autres réservoirs. Ce qui justifie de traiter ce thème avec celui des Gaz à Effet de Serre (GES).

Les résultats de l'interrogation du WOS faisaient état d'autres études à l'échelle de grands réservoirs et de nombreuses publications en régions boréales ou tropicales, que nous n'avons pas retenues en général comme pertinentes. Nous leur avons préféré les études de petites retenues en région tempérée.

Même si les recherches sont menées à l'échelle des retenues individuelles, leur enjeu est généralement posé d'emblée comme celui de l'impact cumulé à l'échelle globale de la planète, parfois en ne traitant que des retenues construites par l'homme, parfois en les intégrant dans l'impact de l'ensemble des milieux aquatiques, naturels et anthropiques. (St Louis *et al.*, 2000) affirment en exergue de leur article l'enjeu important associé aux retenues en matière de GES : "Les réservoirs sont des sources de gaz à effet de serre vers l'atmosphère, et leur surface totale a augmenté jusqu'à un point où il devient nécessaire de les inclure dans les inventaires globaux des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique."

Dans la rédaction ci-dessous nous avons distingué d'abord l'échelle locale des retenues individuelles, puis l'échelle globale de l'effet cumulé.

V.3.6.a- Rappel sur les enjeux et sur les processus

Les gaz à effet de serre fortement incriminés dans les impacts potentiels des retenues sont le gaz carbonique (CO₂), le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O).

- ▶ **Le gaz carbonique (CO₂)** est responsable à hauteur d'environ 53% de l'effet de serre d'origine anthropique (additionnel). Ce CO₂ provient pour l'essentiel de la combustion des énergies fossiles (charbon, pétrole, gaz), de certaines industries (par exemple industrie cimentière) et de la déforestation (brûlis, décomposition de MO, réduction de la photosynthèse). Les secteurs les plus émetteurs sont donc l'industrie, la production d'énergie et les transports. Choisi comme référence, il a un Potentiel de Réchauffement climatique de 1. La durée de vie dans l'atmosphère se situe autour de 100 ans.
- ▶ **Le méthane (CH₄)** représente environ 17% de l'effet de serre additionnel. Il est issu des pratiques agricoles, de l'élevage des ruminants (fermentation des aliments dans l'estomac), de la riziculture, des décharges d'ordures ménagères, des exploitations pétrolières et gazières. Le méthane a un fort effet GES (plus de 20 fois celui de CO₂). La durée de vie dans l'atmosphère est de moins de 10 ans.

- **Le protoxyde d'azote (N_2O)** contribue à hauteur de 5% à l'effet de serre additionnel, notamment à cause de l'utilisation des engrais azotés en agriculture (dénitrification de l'azote en excès) et de certains procédés chimiques. Sa durée de vie est d'environ 120 ans.

Dans les retenues, du carbone organique (CO) est généralement présent et est issu de plusieurs origines : la Matière Organique (MO) du sol inondé et celle produite par la mort de la biomasse submergée ; la MO apporté avec les sédiments, issus de l'érosion superficielle des sols environnants ; la MO produite par la sénescence de la production primaire dans les retenues eutrophes. Lorsque CO s'accumule dans les réservoirs, cette accumulation est considérée comme une séquestration à court ou long terme du C atmosphérique, et permet de réduire le bilan des GES émis.

A l'inverse lorsque (St Louis *et al.*, 2000) affirment que les retenues sont des sources de GES, c'est pour plusieurs raisons : d'une part l'inondation, par les retenues, de surfaces végétalisées supprime le stockage de C par la photosynthèse de la végétation, d'autre part la MO stockée (voir § précédent) peut libérer en se minéralisant du gaz carbonique et du méthane. CO_2 est produit en présence d'oxygène, alors que CH_4 est produit dans les environnements anoxiques. N_2O est émis lors du processus de dénitrification dans les eaux concentrées en nitrate qui se retrouvent en conditions anoxiques.

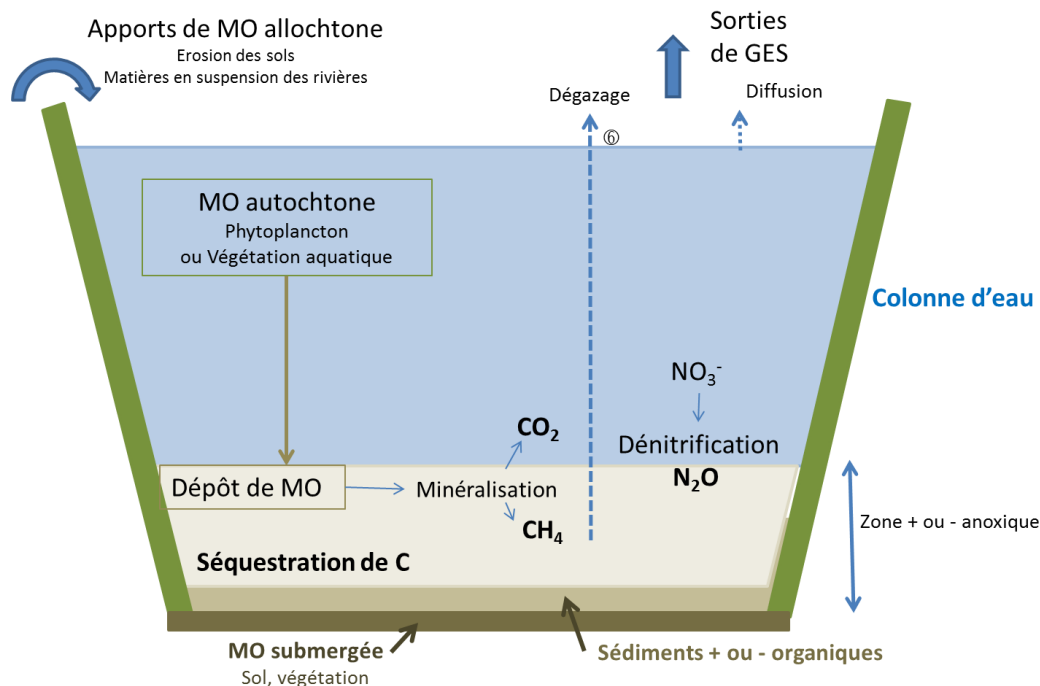


Figure 16 : Schéma simplifié du devenir du carbone et d'émission de GES dans une retenue.

V.3.6.b- Méthodes mises en œuvre dans les articles

Différentes techniques permettent de quantifier les **flux de GES** selon qu'elles s'attachent (St Louis, Kelly *et al.*, 2000) (1) aux échanges atmosphériques à la surface de la retenue (diffusion), (2) au dégazage à partir des sédiments au fond de la retenue, (3) aux concentrations de gaz dissous dans la colonne d'eau.

- Les méthodes diffusives impliquent (1) des chambres statiques flottantes accumulant les gaz pendant une certaine durée (Soumis, Duchemin *et al.*, 2004), (Lazar, Addy *et al.*, 2014), (2) le calcul du flux à

partir de la mesure du gradient de concentrations du gaz entre l'eau et l'air, connaissant le coefficient d'échange du gaz et les conditions climatiques (Thin boundary layer method).

- Le dégazage au fond de la retenue (Bubbles) est utilisé surtout pour quantifier l'émission de CH_4 (Maeck, DelSontro *et al.*, 2013).
- Les mesures de concentrations des gaz dissous dans la colonne d'eau sont soit réalisées in situ à l'aide d'une sonde multiparamètres (Maeck *et al.*, 2013) pour CH_4 , soit après prélèvement d'eau et analyse par chromatographie gazeuse au laboratoire (Halbedel et Koschorreck 2013) pour CO_2 , (Stadmark et Leonardson, 2005) pour N_2O).

Le **stock de CO séquestré** dans les retenues est estimé généralement à partir du volume de sédiments (mesures bathymétriques), de leur densité apparente et de leur teneur en C (Downing, Cole *et al.*, 2008), (Adhikari, Lal *et al.*, 2014). La séquestration du C peut être estimée par le flux net annuel de sédiments organiques stockés (Adhikari, Lal *et al.*, 2012).

V.3.6.c- Effets observés, données disponibles, déterminants et indicateurs

(St Louis *et al.*, 2000) répertorient différentes valeurs de flux de CO_2 et CH_4 obtenues dans des réservoirs variés, en milieu tempéré et tropical. Il explique la forte variabilité des émissions de ces gaz par différents facteurs : (1) la quantité et la nature de MO inondée (fonction de l'écosystème inondé), (2) l'âge de la retenue (Figure 17) (la quantité de MO fraîche plus labile diminue avec le temps au profit de la MO résiduelle plus récalcitrante), (3) la température de l'eau susceptible d'accélérer les réactions de décomposition (les émissions sont plus importantes en milieu tropical que tempéré), (4) l'importance de la production primaire (fixatrice de CO_2 atmosphérique dans un premier temps, mais productrice de MO dans un second temps lorsqu'elle meurt, expliquant une saisonnalité entre puits et source). De façon plus générale on peut citer l'importance des conditions biogéochimiques. Enfin (St Louis, Kelly *et al.*, 2000) et (Weyhenmeyer, 1999) notent aussi l'importance des fluctuations du niveau d'eau dans les retenues sur les émissions liées au dégazage des sédiments.

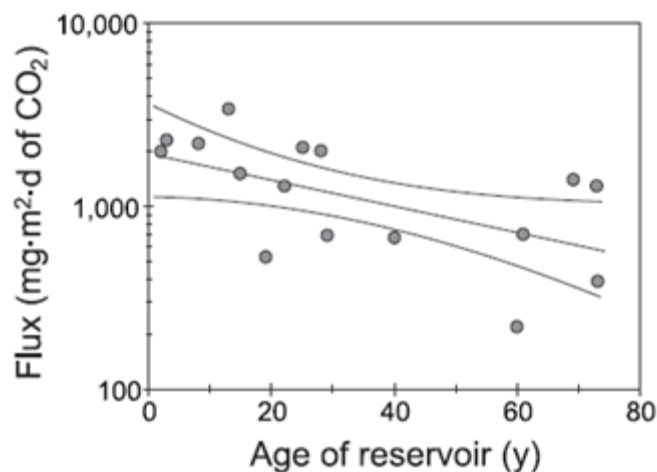


Figure 17 : Relation négative entre les flux journaliers surfaciques moyens de CO_2 et l'âge de retenues. D'après (St Louis, Kelly *et al.*, 2000).

Un autre facteur important de variabilité des émissions de GES est l'existence ou non d'une stratification dans la colonne d'eau. Cette stratification, qui s'établit plutôt dans les retenues profondes, s'accompagne d'une

baisse des teneurs en oxygène en profondeur, au contact des sédiments organiques, ce qui oriente aussi la biodiversité bactérienne à l'origine des émissions de GES.

(Negandhi, Laurion *et al.*, 2014) en milieu arctique pointent le rôle du vent, en partie lié à la topographie environnante, et de la transparence de l'eau, laissant passer l'énergie solaire, dans la formation d'une stratification thermique dans la retenue. En milieu tempéré, il existe une saisonnalité de l'émission de CO₂ liée à la stratification. (Halbedel et Koschorreck, 2013) montrent que les réservoirs présentent une nette stratification de la colonne d'eau en été et sont des puits de CO₂ consommé par la production primaire plutôt en surface. A la reprise hydrologique, cette couche superficielle se mélange avec des couches plus profondes et plus concentrées en CO₂ issu de la minéralisation de la MO. Les réservoirs deviennent alors des sources de CO₂. Ils montrent aussi que dans l'ensemble les émissions par les rivières sont plus importantes que celles des réservoirs du fait des turbulences car les eaux des rivières sont sursaturées en CO₂ (Figure 18).

Tableau 8 : Flux de CO₂ et CH₄ depuis la surface de retenues tempérées et tropicales de différents âges et tailles. D'après (St Louis, Kelly *et al.*, 2000).

Location	Reservoir	Area (km ²)	Age (yr)	Type of flux ^a	Number of measurements ^a	Areal flux ^b (mg · m ⁻² · d)		References
						CO ₂	CH ₄	
Temperate								
Canada								
Quebec	Laforge-1	1000	1-5	D & B	182D/37B	2300 (200-8500)	13 (1-130)	Duchemin <i>et al.</i> 1995, Duchemin 2000
Quebec	Robert-Bourassa	2500	12-19	D & B	106D/14B	1500 (160-12,000)	13 (1-100)	Kelly <i>et al.</i> 1994, Duchemin <i>et al.</i> 1995, Duchemin 2000
Quebec	Eastmain-Opinica	1000	12-13	D	4	3450 (2200-4300)	8 (4-15)	Kelly <i>et al.</i> 1994
Quebec	Cabonga	400	68-70	D & B	104D/37B	1400 (320-4800)	18 (2-260)	Duchemin <i>et al.</i> 1995, Duchemin 2000
British Columbia	Revelstoke	120	8	D	11	2200 (1560-3000)	nm ^c	Schellhase <i>et al.</i> 1997
British Columbia	Kinsbasket	430	19	D	6	530 (460-600)	nm	Schellhase <i>et al.</i> 1997
British Columbia	Arrow	520	22	D	16	1300 (570-1770)	nm	Schellhase <i>et al.</i> 1997
British Columbia	Whatshan	15	40	D	8	670 (540-790)	nm	Schellhase <i>et al.</i> 1997
Ontario	ELARP ^d	0.2	1-2	D & B	hundreds	2000 (1100-3700)	54 (50-90)	Kelly <i>et al.</i> 1997
United States								
Colorado	Dillon Lake	13	26-27	D	14	nm	21 (12-60)	Smith and Lewis 1992
Wisconsin ^e	Day Lake	2	29	D	570	700 (600-800)	7 (6-8)	Carol A. Kelly and John W. M. Rudd, unpublished data
Wisconsin ^f	Tigercat Lake	3	60	D	570	220 (180-250)	11 (9-12)	Carol A. Kelly and John W. M. Rudd, unpublished data
Wisconsin ^f	Nelson Lake	25	61	D	570	710 (620-800)	6 (5-6)	Carol A. Kelly and John W. M. Rudd, unpublished data
Wisconsin ^f	Chippewa Lake	61	73	D	570	390 (340-450)	7 (6-8)	Carol A. Kelly and John W. M. Rudd, unpublished data
Wisconsin ^f	Moose Lake	7	73	D	570	1300 (1100-1400)	3	Carol A. Kelly and John W. M. Rudd, unpublished data
Finland	Lokka ^g	417	28	D & B	approx 75	2000 (770-3400)	79 (11-250)	Hellsten <i>et al.</i> 1996
Finland	Porttipahta ^g	214	25	D & B	approx 75	2100 (1360-3300)	13 (12-15)	Hellsten <i>et al.</i> 1996
Average fluxes						1400 (750-3100)	20 (10-80)	
Tropical								
Central/South America								
Panama	Gatun Lake	430	78	D & B	hundreds	nm	537 (59-1310)	Keller and Stallard 1994
Brazil	Curua-Una	72	21-22	D & B	27D/94B	2900 (330-10,000)	65 (2-680)	Duchemin <i>et al.</i> in press
Brazil	Serra da Mesa	1784	1	D & B	not given	4000	80	Matavienko <i>et al.</i> in press
Brazil	Tucuruí	2800	13	D & B	14	nm	75 (20-140)	Tavares <i>et al.</i> in press
French Guyana	Petit Saut	300	1-2	D & B	10 (CO ₂); 40 (CH ₄)	4460 (580-10,500)	1140 (5-3800)	Galy-Lacaux <i>et al.</i> 1997
Average fluxes						3500 (450-10,200) ^f	300 (20-1500) ^f	

^aD, diffusive (thin boundary layer method, static chambers); B, bubble; D & B, combined flux.
^bAreal fluxes are best estimates from a number of studies or average flux given in reference cited. Range of fluxes measured (low-high), when available from the references, are presented in parentheses. Average fluxes from temperate reservoir surfaces are from the ice-free season only.
^cAll Wisconsin reservoir fluxes were calculated from average partial pressures of dissolved CO₂ and CH₄ measured monthly during the ice-free season in 1995 and assuming a wind speed of 2.5-3 m/s.
^dnm, not measured.
^eELARP (Experimental Lakes Area Reservoir Project) is a reservoir experimentally created over a peatland (Kelly *et al.* 1997).
^fProportion of peatland flooded in the Experimental, Lokka, and Porttipahta reservoirs was 100%, 80%, and 50% respectively.
^gWe first averaged the 1 to 2-year-old reservoirs before taking an overall average

Pour CH₄ en revanche, l'importance des émissions s'inverse entre rivières et réservoirs. (Maeck *et al.*, 2013) mesurent la concentration de CH₄ dissous dans la colonne d'eau, ainsi que le dégazage (bulles) permettant d'estimer des flux dans 6 réservoirs sur une rivière en Allemagne. Ils observent que l'émission de CH₄ est bien corrélée avec le taux d'accumulation de sédiments organiques (Figure 19).

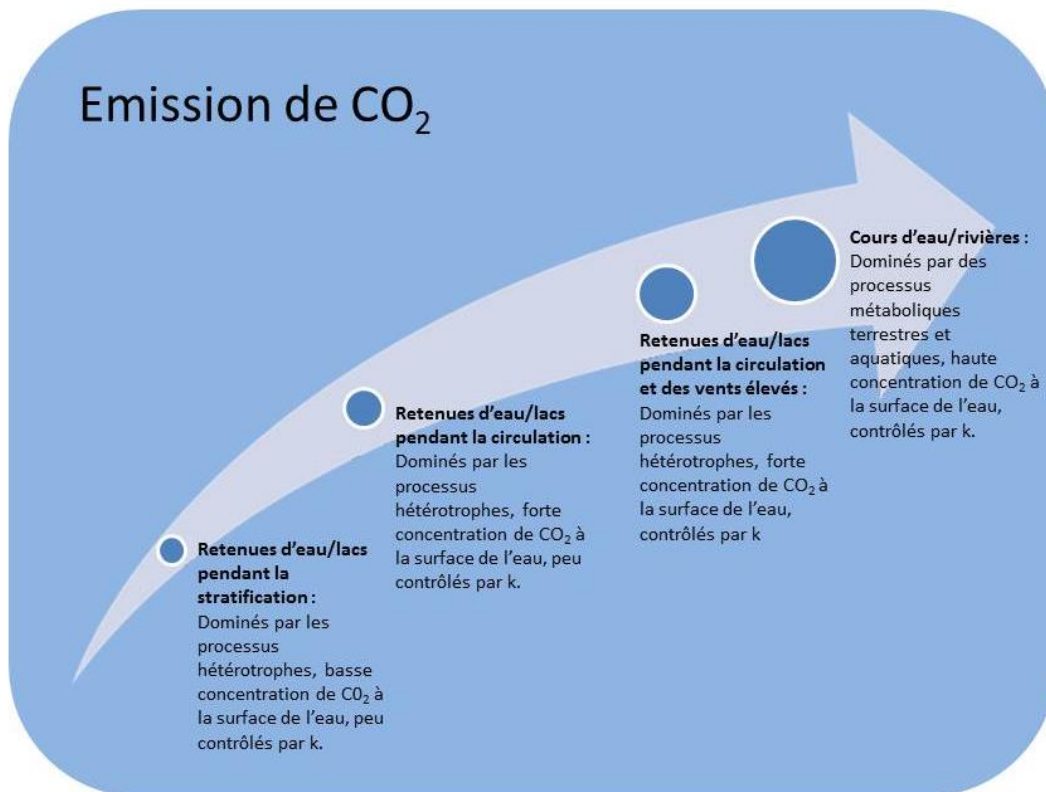


Figure 18 : Présentation schématique de l'effet de différents mécanismes de régulation sur les émissions de CO₂ (par unité de surface) des rivières et lacs peu ventés. k est la vitesse de transfert du gaz. Le flux de CO₂ est égal à la différence des concentrations de CO₂ dans l'eau et dans l'air, multiplié par k : $FCO_2 = (CO_2 \text{ water} - CO_2 \text{ air}) \times k$. D'après (Halbedel et Koschorreck, 2013).

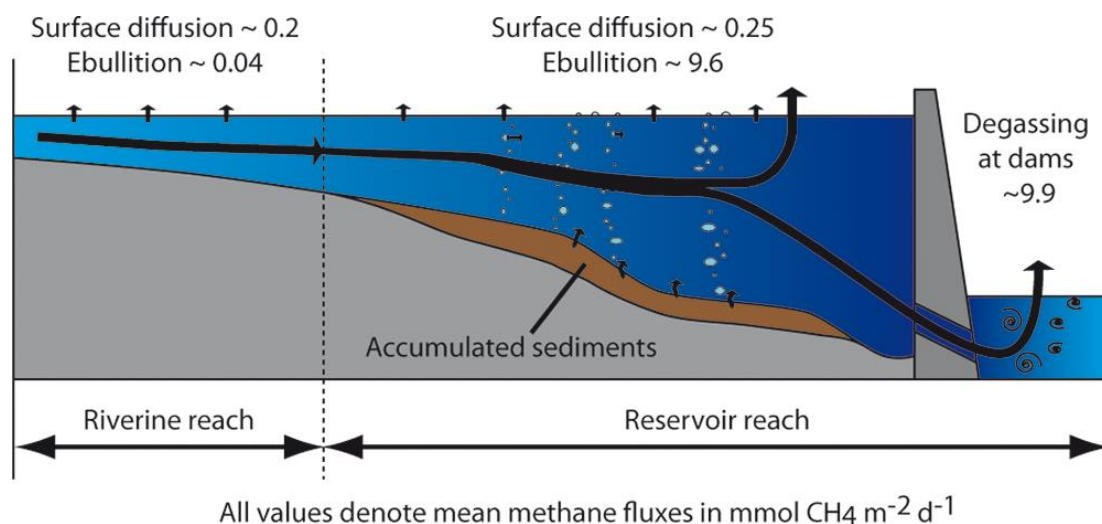


Figure 19 : Flux de CH₄ dans une rivière avec barrage, pour une rivière d'Europe centrale. L'émission totale de CH₄ s'élève à 0.23 $mmol \text{ CH}_4 / \text{m}^2 / \text{jour}$ en rivière contre 19,7 dans le réservoir. NB : 1 $mmol \text{ CH}_4$ correspond à 12 g de C et à 16 g de CH₄. D'après (Maeck, DelSontro *et al.*, 2013).

(Soumis *et al.*, 2004) réalisent une campagne de mesures des émissions de CO₂ et CH₄ dans 6 grands réservoirs de barrages hydroélectriques dans l'Ouest des USA, et établissent que tous les réservoirs libèrent CH₄. Pour CO₂ certains sont plutôt des sources, d'autres des puits. Le flux de CO₂, noté positif s'il est émis et négatif si absorbé, est corrélé négativement avec le pH de l'eau de surface, mais est indépendant d'autres variables testées comme le vent, la teneur en COD. Un résultat intéressant est l'importance du dégazage de CO₂ et CH₄ au niveau des déversoirs au passage dans les turbines qui produisent l'électricité.

Certains auteurs pointent le rôle des barrages de castors dans les émissions de GES (Yavitt, Lang *et al.*, 1990 ; Weyhenmeyer, 1999 ; Lazar *et al.*, 2014) car ces barrages inondent de larges surfaces de sols. Ces barrages entraînent la formation de zones lenticques pouvant s'apparenter à des retenues de petite taille (0.005-8 ha in (Lazar, Addy *et al.*, 2014)) et peu profondes (< 1-1.5 m de profondeur). Pour (Lazar, Addy *et al.*, 2014) les mares les moins profondes émettent des flux de CH₄ plus élevés que les autres mares, sans doute parce que la diffusion de ce gaz vers l'atmosphère se produit rapidement, avant que son oxydation en CO₂ ne survienne. (Weyhenmeyer, 1999) mesure une émission annuelle de 5.8 g CH₄/m²/an dont une grande partie est produite en hiver lorsque les retenues sont couvertes de glace. Pour ces zones inondées, mais ceci est aussi applicable aux petites retenues, il existe une forte dépendance de ces émissions aux mécanismes de transport : le dégazage de CH₄ à partir des sédiments dépend des changements de pression atmosphérique et de température alors que la diffusion à partir de la surface en eau est très sensible aux variations du niveau d'eau dans la retenue qui gouvernent les conditions d'oxygénation ou d'anoxie, responsables du stockage de C ou de sa minéralisation sous forme CO₂ ou CH₄ (Lazar, Addy *et al.*, 2014).

(Downing, Cole *et al.*, 2008) s'intéressent quant à eux à la séquestration du CO, en mesurant les flux annuels apportés avec les sédiments (MO allochtone) et par la sénescence de la biomasse primaire (MO autochtone), dans 40 petites retenues agricoles. Ces auteurs montrent que le taux annuel net d'accumulation de sédiments, et donc de CO, est positivement lié à la taille du bassin versant drainé, mais négativement à la surface de la retenue. Ces flux varient entre 148 et 17 000 g C/m²/an. Les petits réservoirs sont plus efficaces que les grands dans la séquestration de C. Les petites retenues agricoles pourraient séquestrer globalement annuellement environ 2000 g/m²/an (estimation par extrapolation), soit autant que les océans, ce qui représente une réduction de 33 % de l'apport de C par les rivières aux océans. La teneur en CO du sédiment est plus élevée lorsque le rapport Surface de bassin versant/surface de réservoir est faible. Le taux de stockage de C est aussi plus élevé que celui mesuré pour des lacs naturels (Figure 20).

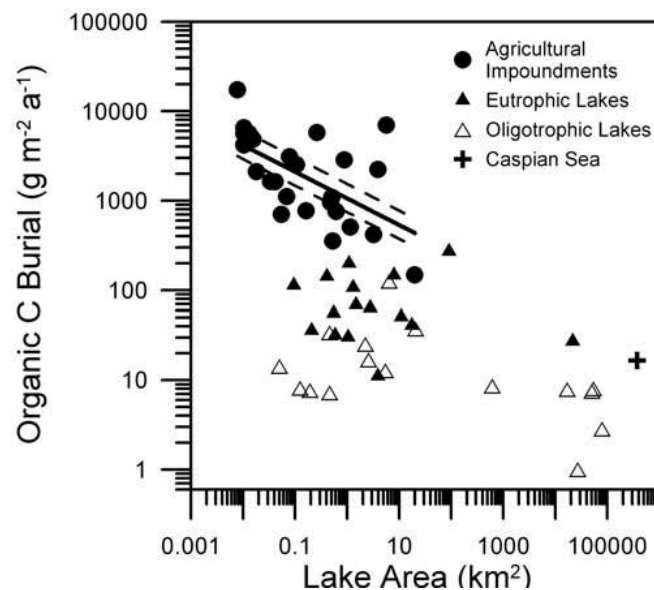


Figure 20 : Quantité de carbone séquestré par unité de surface et par année, en fonction de la nature de la surface en eau et de sa surface. D'après (Downing, Cole *et al.*, 2008).

Ce travail peut être comparé à celui de (Boyd, Wood *et al.*, 2010) qui estiment les quantités de C stockées dans 233 étangs d'aquaculture dans 9 pays. Le flux de C stocké varie entre 28 et 333 g/m²/an. Il est plus faible que celui de grands barrages en rivière et de petites retenues eutrophes en région agricole, mais plus élevé que pour les lacs naturels. Pour expliquer ces différences, (Boyd, Wood *et al.*, 2010) relèvent que les étangs d'aquaculture reçoivent moins de sédiments et MO associée que les réservoirs précédents et que leur gestion minimise aussi l'accumulation de MO.

(Knoll, Vanni *et al.*, 2013) réalisent des bilans de C (entrées et sorties des formes dissoutes, solides et gazeuses) dans deux grands réservoirs de barrages, l'un en milieu agricole, l'autre forestier (Ohio, USA). Ces sites d'étude sont localisés en région calcaire, ce qui introduit un autre terme dans le bilan de C, lié au carbone inorganique. L'intérêt de ce travail est la forte résolution temporelle de ces bilans qui permet une bonne analyse temporelle de leurs variations. Ces réservoirs datant d'environ 50 ans sont d'importants puits de CO₂ et contribuent peu aux émissions de CO₂, avec cependant des différences liées à la variabilité climatique (sources de CO₂ pendant un été humide, puits de CO₂ pendant un été sec).

Les études se rapportant aux émissions de N₂O dans les réservoirs sont peu nombreuses. (Liu, Liu *et al.*, 2011) pour des très grands réservoirs hydroélectriques en Chine (milliers de km²) et (Stadmark et Leonardson, 2005) pour des petites retenues construites pour épurer l'eau en nitrate arrivent à la même conclusion, d'émissions de N₂O modérées semblables à celles des lacs naturels.

V.3.6.d- Analyse critique ou discussion

En résumé, d'après les publications étudiées, les retenues peuvent séquestrer du carbone sous forme de MO de différentes origines mais peuvent aussi représenter des sources de CO₂ et CH₄ qui contribuent à l'effet de serre. Ce comportement dépend des caractéristiques des retenues elles-mêmes (âge, profondeur, taille, climat...) et de leur environnement (apport de nutriments pour le développement de biomasse primaire, apport de sédiments organiques...), et peut fortement varier dans le temps, avec un effet saison souvent mis en évidence.

Souvent les retenues stockent C avec le stock de sédiments et émettent dans le même temps CO₂ ou CH₄. Un véritable bilan global de C à l'échelle de la retenue est nécessaire, comme (Knoll *et al.*, 2013), en tenant compte autant des émissions sous forme gazeuse que des entrées-sorties sous forme solide et dissoute.

Par ailleurs les études quantifiant ces processus s'attachent souvent à des retenues déjà existantes, alors qu'il faudrait, pour estimer leur impact sur l'émission de GES, pouvoir comparer avec le stockage de C ou les émissions de gaz produites en absence de retenue ou avant son installation. Notons cependant l'étude expérimentale de St-Louis 2000 dans laquelle un réservoir est construit sur une zone humide (étang et tourbière) qui favorise déjà le stockage de C. La retenue émet CO₂ et CH₄ vers l'atmosphère, alors que la tourbière représente un puits de CO₂ et émet de faibles quantités de CH₄.

Pour les retenues installées sur des rivières, des comparaisons entre les tronçons d'eau courante et les retenues ont été réalisées. D'après les travaux de (Halbedel et Koschorreck, 2013) et (Maeck, DelSontro *et al.*, 2013) il semble que l'émission de CO₂ soit plus importante dans la rivière que dans la retenue, l'ordre étant inversé pour CH₄.

Notons également que des recherches concernant la variabilité spatiale et temporelle à l'échelle des retenues individuelles sont encore à approfondir pour améliorer la précision des estimations des flux de C stockés ou

émis. Les mesures sont souvent réalisées au centre de la retenue alors qu'il existe un microclimat et des turbulences atmosphériques très variables spatialement avec des effets de bordure en particulier, susceptibles d'influencer aussi les émissions de GES.

De même la forte variabilité temporelle de ces estimations de flux est surtout étudiée à l'échelle saisonnière, mais très peu en fonction des événements climatiques ou en comparant des années contrastées (Knoll, Vanni *et al.*, 2013).

V.3.7 Effet sur la qualité globale physico-chimique

Une vision plus intégrée de l'effet d'une retenue sur la qualité physico-chimique de l'eau, après analyse de la bibliographie disponible variable par variable, montre que, bien que ces variables soient affectées par des processus variés, ceux-ci sont sous la dépendance d'un petit nombre de processus physiques, essentiellement liés à l'établissement de **conditions lenticques**.

Les principaux effets potentiels d'une retenue sur le devenir de C, N, P sont résumés sur la Figure 21, en lien avec les conditions lenticques qui s'établissent au sein de la retenue. Le passage aux conditions lenticques, lorsque l'eau est stockée dans la retenue, entraîne :

1. La **sédimentation** des particules solides, minérales ou organiques, contenues dans l'eau d'alimentation. Le phosphore, les éléments traces métalliques (ETM), des cations, certains pesticides peuvent être associés à ces particules et se déposent dans le même temps. Les particules organiques, quoique généralement plutôt légères, peuvent aussi se déposer en partie, participant à la séquestration du carbone et apportant de l'azote sous forme organique. A cette MO allochtone s'ajoutent éventuellement la MO autochtone issue de la décomposition de la production primaire à l'automne et la MO du sol et de la végétation submergés. Ces substances chimiques sont alors stockées dans la retenue à plus ou moins long terme. Cependant si les conditions deviennent anoxiques, les transformations biogéochimiques en milieu réducteur peuvent entraîner leur mobilisation sous forme gazeuse ou dissoute dans la colonne d'eau (CH_4 , NH_4 , PO_4^{3-} ...) ;
2. Une possible **stratification thermique** de la colonne d'eau, dans les retenues profondes, du fait du rééquilibrage de la température de l'eau avec la température de l'air dans les couches de surface en été. Dans les retenues peu profondes, toujours en été, la température de l'eau stockée dans la retenue et non renouvelée a tendance à augmenter, ce qui diminue la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Outre l'apparition de **conditions réductrices** dans le fond de la retenue et ses conséquences citées ci-dessus, l'anoxie favorise la dénitrification, c'est-à-dire la transformation du nitrate en gaz, inerte comme N_2 ou à effet de serre comme N_2O . La stratification contrôle les gradients d'oxygène, mais aussi les phénomènes de diffusion, mélange et sédimentation des éléments dissous et particuliers d'une couche à l'autre ainsi que les processus de production primaire et de minéralisation de MO dans la colonne d'eau ; on observe ainsi une zonation verticale des éléments dissous et particuliers, fortement liés aux phénomènes de stratification thermique et de gradient d'oxygène. Deux types de structures trophiques se construisent sur ces bases, à partir des décomposeurs bactériens, ou à partir des producteurs primaires. Les éléments nutritifs tels que N et P (souvent facteurs limitants) et les contaminants suivent les phénomènes de diffusion (fraction dissoute) ou de sédimentation (fraction particulaire).
3. Un développement éventuel de la **production primaire** (phytoplancton, végétation). Il se produit surtout au printemps et en été, lorsque les nutriments sont abondants et dans les couches superficielles de la colonne d'eau où les conditions de température et de lumière lui sont favorables. Si PO_4^{3-} est abondant, cela peut conduire à une eutrophisation. En consommant ces nutriments, la production primaire entraîne une diminution des concentrations de NO_3^- et PO_4^{3-} . L'eutrophisation entraîne une augmentation de biomasse et donc de MO à l'automne, dont la minéralisation va

accentuer la consommation d'oxygène et les conditions réductrices dans la zone benthique. Les ions PO_4^{3-} ainsi libérés vont à leur tour entretenir l'eutrophisation (voir § V.3.3.a.ii). Le déficit de NO_3^- peut être pallié par la fixation de N_2 . Cette situation favorise les Cyanobactéries ayant cette possibilité.

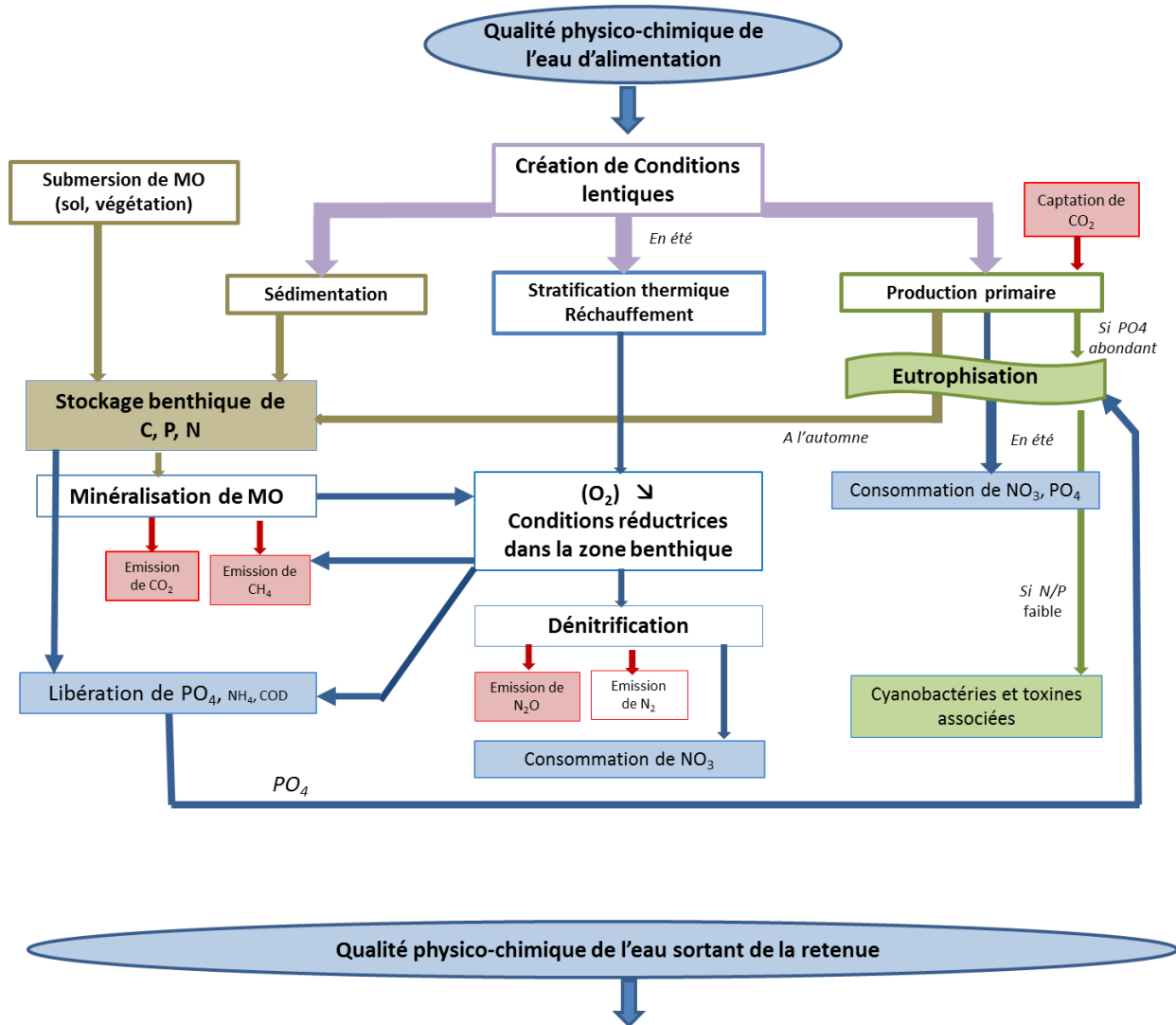


Figure 21 : Principaux effets potentiels d'une retenue sur le devenir de C, N, P à l'intérieur de la retenue. Les couleurs utilisées distinguent les compartiments, flux et processus concernant la phase dissoute dans la colonne d'eau (en bleu), la phase solide sédimentaire (en marron), la phase gazeuse (en rouge) et la biomasse (en vert). Ces effets potentiels sont associés aux conditions lenticques et n'intègrent pas les effets lors de changement de régime hydraulique (crue, brassage lié au vent, curage, vidange...).

L'**hydrodynamique** (naturelle ou liée à la gestion) qui régit les flux d'eau entrant et sortant de la retenue intervient de différentes manières : elle joue d'abord sur l'établissement des conditions lenticques qui sont, on l'a vu à maintes reprises, l'une des clés de fonctionnement des retenues vis-à-vis de la qualité de l'eau. Un faible renouvellement de l'eau augmente le temps de résidence, ce qui peut favoriser la sédimentation, la stratification, les conditions d'anaérobie, l'accumulation de certaines espèces chimiques produites dans la colonne d'eau. En retour, en cas de flux entrants importants et rapides, ou sous l'effet du vent, le brassage de la colonne d'eau et la remise en suspension des particules sédimentées peut entraîner un renouveau de mobilité des éléments chimiques associés aux particules ou un relargage de certains éléments concentrés dans le milieu interstitiel où des conditions anoxiques préexistaient. Ceci peut aussi avoir un effet sur l'homogénéisation de la colonne d'eau réduisant la stratification thermique et les gradients d'oxygène, ainsi que sur la diffusion des éléments dans la colonne d'eau et à l'interface avec l'atmosphère. Enfin le phénomène de marnage, c'est-à-dire les fluctuations importantes du niveau d'eau induisant des alternances de conditions

anoxiques et oxiques en bordure de retenue, va favoriser encore plus la mobilisation des espèces chimiques associées aux sédiments (P, ETM, pesticides...).

Toutes ces conditions hydrodynamiques, qui sont déterminantes pour définir l'effet d'une retenue, peuvent présenter une forte variabilité à toutes les échelles de temps, en particulier de la **saison**. La température de l'eau, tendant à s'équilibrer avec la température de l'air, va influencer la solubilité de l'oxygène dissous, qui on l'a vu est un paramètre important pour de nombreux processus. Les inversions de température d'une saison à l'autre peuvent entraîner la stratification de la colonne d'eau. La saison est aussi déterminante dans le développement cyclique de la production primaire (effet température, lumière) consommant des nutriments au printemps et en été, sénescence en automne, stockée sous forme de MO ou éventuellement décomposée, permettant le relargage de nutriments. L'oxygène dissous peut être affecté à la fois par la respiration, la photosynthèse et la décomposition de cette production primaire.

Il apparaît ainsi que les **déterminants du fonctionnement d'une retenue** et de son rôle vis-à-vis de la qualité physico-chimique de l'eau sont nombreux, liés à la fois aux caractéristiques morphologiques propres de la retenue (taille, forme, profondeur), à son environnement (occupation du sol, hydrologie) dans le bassin versant, à son alimentation qui déterminent les flux entrants et à sa gestion qui déterminent les flux sortants, au climat régional et local et à sa variabilité temporelle, à la température et la lumière, sans oublier l'occupation du sol ennoyé et le temps écoulé depuis la submersion. Selon les variables physico-chimiques et les processus de transfert et de transformation associés, tous ces déterminants vont jouer à des degrés divers.

Un indicateur largement cité dans la bibliographie pour plusieurs variables physico-chimiques, et relié aux conditions lenticques, est le **temps de résidence de l'eau** dans la retenue. Il est estimé soit par le rapport du volume de la retenue sur le flux d'eau entrant, soit par le rapport de l'aire de la retenue sur l'aire de bassin versant drainé. Cet indicateur est relativement éloigné d'un temps de résidence réel, surtout pour les retenues sur cours d'eau. Le rapport des surfaces ne tient pas compte des variations temporelles des conditions hydrologiques (débit entrant surtout), et le rapport volume/flux entrant peut varier fortement au cours de l'année. Le temps de résidence varie spatialement à l'intérieur même de la retenue en fonction de sa profondeur, des dynamiques hydrauliques internes, en fonction des profondeurs des entrées et des sorties d'eau, de la gestion de la retenue... (Rueda, Fleenor *et al.*, 2007). Par ailleurs le temps de résidence est certes un déterminant important pour un grand nombre de processus se déroulant dans la retenue, mais il n'est pas le seul.

Tous ces effets qui se manifestent dans la retenue ont aussi des conséquences sur la qualité de l'eau dans le **réseau hydrographique à l'aval**, dans le cas où la retenue est située sur un cours d'eau ou y est connectée temporairement ou de façon permanente. Pour certaines variables (température, oxygène dissous) l'effet de la retenue peut s'annuler au-delà d'une certaine **distance** dans le cours d'eau, lié aux turbulences engendrées par le retour aux conditions lotiques. Pour toutes les variables, l'effet se fera d'autant moins sentir que la part des flux sortants sera faible en comparaison des flux dans le cours d'eau récepteur (effet de « dilution »). Là encore l'effet de la retenue peut s'annuler au-delà d'une certaine distance à l'aval, au fur et à mesure que les nouveaux apports au cours d'eau se mélangent aux flux sortants.

En aval des réservoirs, des algues fixées peuvent proliférer dans une proportion qui va dépendre directement de la température, de la turbidité, des nutriments présents et de la stabilité du substrat. En règle générale, la croissance des algues se produit dans le canal immédiatement en aval des barrages, en raison de la charge en éléments nutritifs du réservoir, et diminue plus en aval en raison de processus d'auto-purification. Par exemple, une densité algale accrue a été observée immédiatement en aval du barrage de Veyriers, sur la rivière Fontaulière (France). Cependant, bien que la biomasse algale fût jusqu'à 30 fois plus importante que sur un site de référence en amont, la composition en espèces était considérablement modifiée. Les différences ont été attribuées à la pollution des nutriments, à la modification de la température, au débit constant et la stabilité substrat (Valentin, 1995).

V.3.8 L'eutrophisation dans une retenue

L'eutrophisation des plans d'eau douce nous a semblé mériter un focus particulier dans cette partie qui s'intéresse aux interactions entre variables physico-chimiques et à la qualité de l'eau de manière globale, car ce processus est sous la dépendance de plusieurs de ces variables et les influence en retour. De plus ce processus est un exemple emblématique d'un risque de santé humaine et environnementale lié aux conséquences de l'établissement de conditions lenticques dans une retenue, lorsque l'eau d'alimentation est riche en nutriments.

Définitions

L'eutrophisation est un changement trophique des écosystèmes aquatiques. L'eutrophisation est due à un enrichissement en nutriments, dont résulte une transformation de la structure et du fonctionnement de la biocénose, et qui se manifeste par un accroissement de la productivité et une accumulation de la biomasse.

Le même mot, la même définition, recouvre deux phénomènes d'essence différente ce qui crée comme le relève (Barroin, 1992), des confusions préjudiciables en termes opérationnels :

1) L'eutrophisation est d'abord un phénomène naturel, assimilable selon (Barroin, 1992) à un « vieillissement » des écosystèmes aquatiques (lacustres pour Barroin) sous l'effet de l'accumulation de sédiments et de matières organiques, aboutissant à un comblement du plan d'eau. Le pas de temps est le millénaire ou plus. La dynamique s'accompagne d'une colonisation par les macrophytes et par un changement des populations piscicoles. Elle est très lente, séculaire, ne pose pas de problème en terme d'usages, voire crée des milieux dont la biodiversité est reconnue. La question se pose peut être des émissions de GES par ce type de milieu.

2) Dans les retenues, comme dans d'autres plans d'eau naturels ou artificiels, l'eutrophisation est un phénomène incontrôlé de prolifération végétale, lié à des eaux riches en nutriments, en particulier en P, d'origine domestique et/ou agricole et/ou agro-industrielle. Il s'agit d'une évolution accélérée dont le pas de temps est souvent la décennie et dont les conséquences sont équivalentes à celles d'une pollution organique. Pour bien souligner la différence avec le cas précédent certains auteurs parlent « d'eutrophisation culturelle » (cultural eutrophication, (Smith et Schindler, 2009) de « pollution nutritionnelle » (doc. CORPEN) ou de « pollution par le phosphore » (Barroin, 1992) puisque P est, en général en milieu d'eau douce lenticque, l'agent déclencheur de cette transformation. L'eutrophisation culturelle s'accompagne souvent d'un déséquilibre de disponibilité relative entre nutriments, notamment N/P, déséquilibre qui peut renforcer ses conséquences néfastes pour les usages humains. Le terme eutrophisation ne désigne dans la suite du texte, que le cas « eutrophisation culturelle », donc d'une pollution d'origine anthropique.

Symptômes et risques associés

Dans un plan d'eau, les premiers symptômes d'un enrichissement en nutriments sont une amélioration de la productivité piscicole, un phénomène d'ailleurs recherché dans les étangs de pisciculture. Si les concentrations en nutriments continuent à s'accroître, l'amélioration de productivité cède la place à une dégradation de la qualité des écosystèmes, caractérisée par des proliférations végétales (plancton et/ou macrophytes, biofilms), modifications s'accompagnant assez fréquemment de la désoxygénation des eaux de fond et/ou de blooms algaux (composés parfois d'espèces toxiques, cyanobactéries notamment). Toutes ces évolutions d'état se traduisent par une perte de la valeur d'usage des milieux, en relation avec les nuisances dues à l'accumulation organique : odeur et couleur, baisse de la qualité piscicole, gêne pour la baignade, pour la pêche, problème lors de pompage, surcoût pour le traitement des eaux potables associé à des risques directs pour la santé humaine ou animale. Le risque le plus connu est lié aux blooms de cyanobactéries produisant des toxines affectant le système nerveux ou digestif chez l'homme, qui s'accumulent dans les poissons du Lac du Bourget via le réseau trophique (Sotton, Guillard *et al.*, 2014). Une neurotoxine produite par des cyanobactéries, présente dans la chaîne alimentaire ou inhalée lors de baignade dans des retenues récréatives, est fortement suspectée d'être à l'origine d'une Sclérose Amyotrophique Latérale, dégénérescence neuromusculaire mortelle (Serrano, Dupas *et al.*, 2015). (Codd, Metcalf *et al.*, 1999) montre que les hépatotoxines des cyanobactéries contenues dans l'eau

d'irrigation persistent sur les feuilles des légumes, même après lavage tel que pratiqué dans les cuisines. Le développement des Cyanobactéries peut donc aussi affecter l'usage de la retenue comme eau d'irrigation.

L'eutrophisation interagit avec d'autres risques associés à l'environnement aquatique, parfois en les amplifiant -c'est le cas de la contamination fécale (augmentation probable de durées de survie)-, mais parfois inversement en les atténuant (meilleure dégradation de certains polluants organiques). Pour plus de détails on consultera les références fournies par Smith et Schindler, 2009.

Milieus concernés

L'eutrophisation est un phénomène universel (Vollenwelder et Janus, 1981) qui touche tous les milieux aquatiques continentaux, des aquariums aux grands lacs, aux mares, aux plans d'eau et réservoirs artificiels, ainsi que les fleuves jusqu'aux estuaires. Le phénomène affecte aussi les rivières où il se limite, en raison du poids des contraintes physiques (courant, temps de séjour), au surdéveloppement du périphyton qui lui-même peut inclure des cyanobactéries. Le surdéveloppement du périphyton est considéré parfois comme une menace pour certaines frayères. L'eutrophisation affecte aussi certains milieux marins (bloom phytoplanctoniques, marées vertes) en particulier les estuaires, baies et autres écosystèmes côtiers semi-fermés.

Mécanismes de mise en place, de développement de l'eutrophisation et de ses conséquences

Les mécanismes en cause impliquent à la fois des aspects de nutrition minérale pour la végétation et de fonctionnement trophique des écosystèmes aquatiques. Un accroissement de la teneur en nutriments assimilables stimule la productivité végétale de la zone trophogène. Cet effet « fertilisant » génère une accumulation de biomasse végétale dès que la production primaire en excès n'est plus régulée par sa consommation dans le réseau trophique.

Lorsque la biomasse se développe en abondance dans un plan d'eau riche en nutriments, puis meurt et se décompose, toute la matière organique synthétisée et non consommée sédimente et provoque, au niveau des couches d'eau profondes, une désoxygénation qui aboutit parfois à l'anoxie de l'interface eau-sédiment. Cette anoxie entraîne la dénitrification mentionnée précédemment et surtout la réduction du fer et la libération en solution d'une partie du phosphore associé aux oxydes de fer dans les sédiments. A ce stade l'eutrophisation peut être auto-entretenu par ce nouvel apport de phosphore dissous : en d'autres termes, l'état eutrophe peut être stabilisé par ce feedback positif (Carpenter, 2005) et en conséquence la réversibilité de l'eutrophisation n'est pas évidente. La désoxygénation des eaux profondes présente d'autres conséquences néfastes sur le plan biologique et la qualité chimique des eaux. Elle dépend grandement de l'hydrodynamique du milieu qui pilote l'approvisionnement en oxygène dissous des eaux profondes (brassages divers, couche de glace...).

Le phosphore assimilable est en général considéré, pour les milieux d'eau douce lenticules, comme le déclencheur de cette cascade d'effets et de causes associés à l'eutrophisation (Pellerin, Morel *et al.*, 2005). Sur des bases théoriques et expérimentales, il semble en effet bien établi que P est souvent le nutriment limitant de la productivité végétale (Schindler, Hecky *et al.*, 2008). Dans certaines situations la surproduction végétale stimulée par le phosphore aboutit à une carence relative en azote qui favorise le développement de cyanophycées fixatrices de N₂. Les cyanobactéries, formes végétales très mal consommées, finissent par proliférer même en condition d'azote non limitant, favorisées par l'ombrage créé par la surproduction phytoplanctonique.

Bien que cette situation où P est limitant semble dominante en Europe (Jennings, Irvine *et al.*, 2002), certains travaux montrent un rôle simultané de N et P (Muller et Mitrovic, 2015) ou de N seul en période estivale. On ne peut donc négliger le rôle de l'azote d'autant qu'il existe de multiples interactions biogéochimiques entre les cycles de N et de P dans les plans d'eau. Par ailleurs c'est l'azote qui a un rôle clé dans les marées vertes (biblio Heathwaite, 2003 in Environmental modelling et software, (Ménésguen, 2003 ; Chevassus-au-Louis, Femenias

et al., 2012) développées dans les systèmes estuariens et côtiers qui reçoivent les flux continentaux. Ceci justifie de considérer aussi les modifications du cycle et des flux de N dans les retenues comme un élément de régulation de l'eutrophisation marine.

V.4 EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU

Comme pour les effets d'une retenue isolée sur la qualité physico-chimique du cours d'eau, nous avons d'abord analysé la bibliographie sur les effets cumulés en les envisageant variable par variable. Il apparaît d'emblée que cette question du cumul est traitée de manière inégale, généralement peu traitée mais parfois pas du tout, et de manière différente selon les variables.

- Pour la température et la concentration en oxygène dissous, l'évaluation des effets cumulés à l'échelle du bassin versant n'est dans la plupart des cas abordée que de manière conceptuelle dans la littérature, sur la base du dire d'expert et de travaux menés à l'échelle de l'impact d'une retenue.
- Pour l'azote, le nombre de références disponibles sur l'effet cumulé des retenues est très limité (une dizaine). Nous avons donc choisi de nous intéresser aussi à des publications concernant les effets cumulés sur l'azote de lacs naturels qui abondent dans certaines régions.
- Pour le phosphore, très peu d'articles du corpus analysé abordent vraiment l'effet cumulé. Il s'agit plutôt de comparaisons entre un petit nombre de barrages d'une même série. En fait, l'effet global est en général mesuré comme une somme d'effets individuels.
- Pour les ETM et les pesticides nous n'avons trouvé aucune référence bibliographique sur l'effet cumulé. En termes de concentrations d'ETM, si les retenues sont connectées les concentrations devraient par conséquent diminuer vers l'aval ; si elles ne sont pas connectées il ne devrait pas y avoir d'effet cumulé. Par conséquent, l'indice d'enrichissement sera aussi applicable à un ensemble de retenues : si la sédimentation est bien le processus dominant, l'indice d'enrichissement devrait diminuer (pour des retenues en série) ou rester identique (impact cumulé de retenues non connectées amont aval). Concernant l'impact sur les organismes, le cumul d'effets a été plus étudié sous l'angle des interactions entre ETM (e.g. additivité des effets) que sous l'angle spatial.
- Pour les GES l'échelle de l'enjeu considéré est d'emblée celle du cumul, traité à l'échelle des grandes régions climatiques voire de la planète en lien avec le changement climatique.

Nous verrons par ailleurs que la question du cumul est souvent traitée de façon conceptuelle, sans s'appuyer sur des données observées et sans être spécifiques d'une variable plus que d'une autre. Faute de références disponibles sur les petites retenues, nous avons donc choisi de présenter aussi cette bibliographie plus conceptuelle qui concerne surtout les zones humides et les lacs naturels, et un peu les grands barrages.

Nous ferons d'abord ici un tour d'horizon des quelques publications consacrées à l'effet cumulé, variable par variable, avant de présenter les enseignements à tirer de la bibliographie plus conceptuelle et plus générale.

V.4.1 Effets cumulés des retenues sur la Température et la teneur en Oxygène

L'évaluation des effets cumulés à l'échelle du bassin versant n'est dans la plupart des cas abordée que de manière conceptuelle dans la littérature, sur la base du dire d'expert et de travaux menés à l'échelle de l'impact d'une retenue.

Un principe fondamental est le concept de continuum fluvial (Vannote, Minshall *et al.*, 1980) qui dit que dans les écosystèmes fluviaux les communautés sont structurées le long de gradients de ressources et que les communautés en aval dépendent, au moins en partie, des processus de l'amont. Le concept de discontinuité de série (SDC) est une construction théorique qui perçoit les retenues comme des perturbations majeures des gradients de ressources longitudinales le long des cours d'eau (Ward et Stanford, 1995a, 1995b). Selon le SDC, les barrages entraînent des évolutions vers amont et en aval dans les paramètres physico-chimiques, qui à leur tour affectent les modèles biotiques.

Un travail sur l'impact cumulé de plusieurs retenues (3 retenues pour un total de stockage d'environ 12 ML) sur un cours d'eau a été mené dans la plaine de Ruataniwha dans la Central Hawke's Bay (Nouvelle Zélande), dans un contexte d'agriculture intensive (Thompson, 2012). Concernant l'impact cumulé sur l'oxygène dissous, la concentration en sortie du bassin versant non aménagé est plus faible en moyenne que celle en sortie du bassin versant aménagé (12.9 mg/L et 17.7 mg/L respectivement dans ce cas). Le niveau d'oxygène est légèrement dégradé à cause du stockage d'eau dans les réservoirs mais le niveau augmente vers l'aval graduellement. En général, il est attendu que la concentration en oxygène dans un cours d'eau impacté par les retenues soit plus faible (dégradation de la matière organique) ou plus importante (sursaturation par présence de blooms algaux) que dans un cours d'eau non aménagé ; cependant, les conditions locales du bassin versant, incluant la longueur de cours d'eau non impacté entre deux retenues et la rugosité du lit, ont une influence sur les niveaux d'oxygène (Thompson, 2012). Concernant l'impact cumulé sur la température, le cours d'eau naturel possède une plus faible température et une plus faible gamme de variation comparé au cours d'eau aménagé par les retenues. Le cours d'eau aménagé montre une augmentation de la température depuis l'amont vers l'aval. Sur la base de ces mesures, l'effet de la présence de retenues augmente la température à l'exutoire du bassin par rapport au cours d'eau naturel. C'est aussi le cas globalement dans nos régions tempérées.

L'impact d'une retenue sur les variables température et oxygène dans le bassin versant va dépendre de l'ordre du cours d'eau concerné, de sa position dans le bassin et de son fonctionnement. Les caractéristiques riveraines ou le contexte paysager dans lequel la retenue se trouve influent à la fois les caractéristiques biotiques et abiotiques et donc la température et les concentrations en oxygène. Dans tous les cas, la nature dynamique et la capacité des rivières à rétablir ses caractéristiques naturelles et donc son niveau de température et oxygène entre autres va dépendre de la distance à la retenue. Les niveaux de concentrations impactés par la retenue ont tendance à revenir à leur niveau « naturel » à plus ou moins longue distance. Dans ce cadre conceptuel, les impacts cumulatifs peuvent être visualisés comme se produisant lorsqu'une quelconque caractéristique est modifiée par la présence d'une ou plusieurs retenues. Deux paramètres peuvent être utilisés pour mesurer l'ampleur des changements biotiques et abiotiques. Ce sont: (i) la distance de discontinuité (DD) qui se réfère au décalage longitudinal et (ii) l'intensité (PI) qui se réfère à l'impact du paramètre dans la zone impactée par rapport au paramètre de la zone non impactée équivalente. Pour tout paramètre donné, les impacts cumulatifs affectent à la fois DD et PI. Dans la plupart des cas, les impacts cumulatifs conduisent à une augmentation de DD et PI (Bergkamp *et al.*, 2000).

La Figure 22 illustre le concept de discontinuité en série et l'effet des impacts cumulatifs qui s'appliquent parfaitement pour la température et l'oxygène. La courbe représente la conceptualisation de gradients spatiaux ainsi qu'un système naturel de la rivière pour une rivière hypothétique naturelle. Les flèches sur les courbes indiquent la position des retenues situées en amont, au milieu et en aval. Les lignes minces associées avec les flèches indiquent la façon dont les changements varient en conséquence. Le graphique supérieur montre la situation où les retenues sont éloignées assez pour qu'il n'y ait pas d'effets cumulatifs. En aval de chaque retenue, le paramètre impacté revient à la ligne de base avant d'être remis à zéro par la prochaine retenue. Le graphique du bas montre la situation où se produisent les impacts cumulatifs. Dans ce cas, les retenues sont plus rapprochées et de la distance de récupération n'est pas atteinte avant l'entrée dans la nouvelle retenue. Il en résulte une discontinuité de la distance prolongée et une intensité accrue à l'échelle de bassin versant.

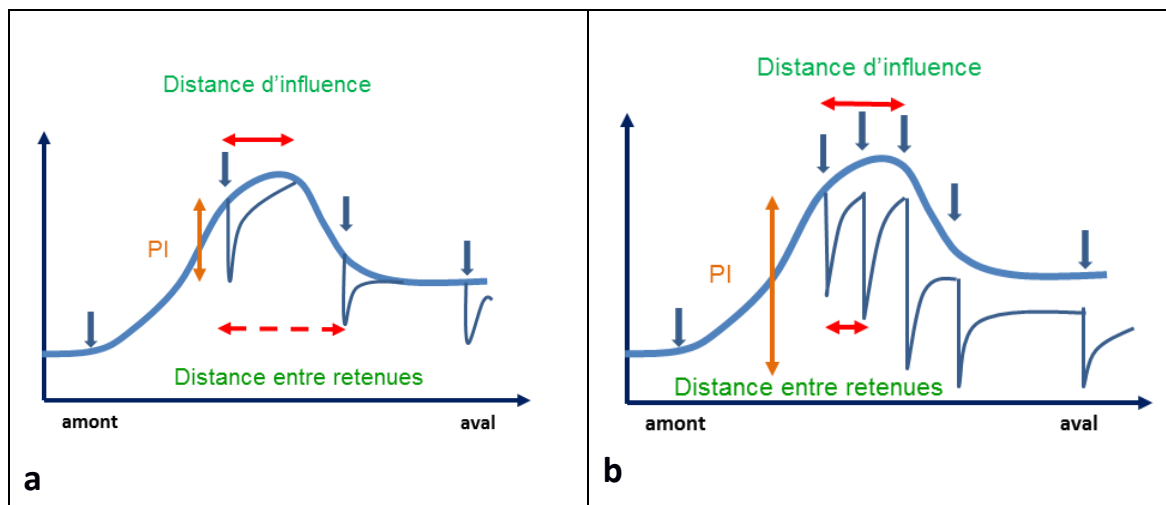


Figure 22 : Concept de discontinuité en série et effet des impacts cumulatifs de retenues sur un même cours d'eau déterminé proposé par Bergkamp (2000) et adapté de Ward et Stanford (1995) : a) sans effet cumulatif, b) avec effet cumulatif. Les 2 paramètres suivis sont la distance de discontinuité (DD) qui se réfère au décalage longitudinal et l'intensité (PI) qui se réfère à l'impact du paramètre dans la zone impactée par rapport au paramètre de la zone non impactée équivalente.

En fonction de la position de la retenue dans le réseau hydrographique, l'impact sur la température à l'aval est différent. Quand on va vers l'aval et que la largeur du lit s'accroît, l'intensité de l'impact de la retenue sur la température est moindre (Figure 32) (Jones et Hunt, 2010). Par contre, la distance impactée à l'aval va augmenter avec la grandeur de la rivière. La distance de l'effet d'une retenue en tête de bassin va être de quelques mètres à plusieurs kilomètres dans les grands fleuves. L'influence d'une retenue sur une rivière dépend donc de l'ordre de Strahler de la rivière sur laquelle elle est implantée (Kratz, Webster *et al.*, 1997).

V.4.2 Effets cumulés des retenues sur le devenir de l'Azote

V.4.2.a- Caractéristiques de la bibliographie analysée

Au contraire de la littérature s'attachant à une seule retenue, le nombre de références disponibles sur l'effet cumulé des retenues sur le devenir de l'azote est très limité (une dizaine). Nous avons donc choisi de nous intéresser aussi à des publications concernant les effets cumulés de lacs naturels qui abondent dans certaines régions. Les retenues présentent en effet des analogies avec les lacs et les processus biogéochimiques qui s'y déroulent sont souvent similaires. Mais quelques différences importantes sont pointées par Bergkamp (2000) : (1) la construction d'une retenue s'accompagne d'une submersion et d'une destruction de milieux terrestres

qui peuvent aussi avoir un rôle sur la qualité physico-chimique de l'eau ; (2) les réservoirs artificiels présentent de plus fortes fluctuations du niveau d'eau, liées aux saisons ou à leur gestion ; (3) la sortie de la retenue, contrairement au lac, peut être située plus en profondeur dans la colonne d'eau, ce qui peut entraîner un relargage d'eau et de sédiments à l'aval. D'après (Teodoru et Wehrl, 2005 ; Teodoru, del Giorgio *et al.*, 2013), la nature de la MO azotée qui se dépose dans les lacs avec les sédiments est significativement différente de la MO dans les retenues, ce qui a des conséquences sur le métabolisme benthique et le stockage à long terme. Du fait de ces différences, ce sont plutôt les approches de la question du cumul d'un grand nombre de lacs que nous avons analysées ici plutôt que les effets de leur cumul.

Certaines publications étudient plusieurs retenues présentes dans la même région. L'échelle d'étude reste la retenue individuelle, même si leur comparaison permet d'établir certains facteurs de variations. Elles ont été prises en compte dans la partie Effet d'une retenue.

Les références analysées dans cette partie s'attachent à trois configurations spatiales :

- 1- Une succession de grands barrages en série sur la même rivière, avec en général un nombre limité de réservoirs.
- 2- Un réseau hydrographique comprenant une alternance de lacs et de rivières, cas fréquemment rencontré dans certaines régions.
- 3- Un grand bassin versant avec de nombreux plans d'eau, parfois avec un mélange de lacs naturels et retenues artificielles.

V.4.2.b- Concepts, démarche et méthodes pour aborder le cumul

- 1- Pour étudier l'effet cumulé de quelques barrages en série sur une même rivière, certains auteurs s'intéressent à l'évolution de la qualité de l'eau de l'amont vers l'aval le long de la rivière (succession d'entrées-sorties des barrages) en réalisant des campagnes de mesures ou par modélisation. Une publication décrit l'évolution du processus de dénitrification dans chacune des retenues en fonction de leur place respective.

(Kelly, 2001) mesure ainsi les évolutions de nombreuses formes chimiques, dont NO_3^- et NH_4^+ , dans cinq très grands réservoirs (USA). Les flux entrants sont calculés par des rating curves après établissement de relations statistiques entre les concentrations ou les flux d'ions azotés et les débits. La comparaison entrées-sorties permet de calculer pour chaque réservoir un « coefficient de transport net efficace » égal au rapport du flux en sortie sur la somme des flux entrants. La sortie d'un barrage participant aux entrées dans le suivant en série, l'évolution cumulée se fait à travers ce coefficient. (Oliver, Dahlgren *et al.*, 2014) s'intéressent à l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau le long d'une rivière impactée par des barrages en série, en mesurant les concentrations et les flux des espèces azotées (et P) à l'amont et à l'aval de plusieurs réservoirs, ainsi que dans leurs affluents (Oregon/Californie, USA).

(Epstein, Neilson *et al.*, 2013) modélisent les évolutions de différentes formes azotées (et C, P) dans 4 lacs alpins (USA) en série (modèle Lake2K). Le 1^{er} lac est réel et sert pour la validation du modèle. Les lacs suivants sont virtuels, identiques au premier morphologiquement.

Enfin (Abe, Matsumura-Tundisi *et al.*, 2003) mesurent l'activité dénitrifiante par la méthode à l'acétylène dans 6 grands réservoirs en série sur une rivière (SE Brésil) ainsi que la structure des communautés bactériennes associées à la dénitrification.

2- Pour les publications s'attachant à un réseau hydrographique constitué d'une alternance de lacs/retenues et de rivières, le système étudié est plus largement le réseau hydrographique, alternance de tronçons de rivière (conditions lotiques) et de plans d'eau (conditions lentiques).

(Arp et Baker, 2007) mesurent les concentrations de NO_3^- (et PO_4^{3-}) en 25 points d'un réseau hydrographique, très ramifié, situé dans une région montagneuse avec de nombreux lacs aux USA. Ces 25 sites correspondent à (i) des rivières sans lac (points de référence), (ii) des entrées et (iii) des sorties de lacs, (iv) des points sur des tronçons de rivière éloignés de plus d'1 km à l'aval d'un lac. Ces auteurs établissent ensuite des relations statistiques entre la « rétention » de NO_3^- et différentes variables de position des lacs dans le paysage, de caractéristiques hydromorphologiques des tronçons de rivière, de la distance à l'aval d'un lac, etc.

(Kling, Kipphut *et al.*, 2000) réalisent des suivis de qualité chimique de l'eau (21 variables dont les formes de N) aux entrées et sorties de 10 petits lacs dont 9 en série sur la même rivière et sur quelques courts tronçons de rivière en Alaska (24 sites au total), au cours de quelques campagnes par an. Une des questions qui se pose est la synchronisation des séries temporelles pour une véritable comparaison amont-aval.

3- Certaines publications se placent à l'échelle de grands bassins versants qui intègrent un nombre variable, souvent important, de plans d'eau.

(Powers, Tank *et al.*, 2015) travaillent à partir de séries de données long terme (20 ans) de débit et qualité de l'eau dont l'azote total (et P_{total} , C, MES) dans 54 bassins versants (de 100 à 6000 km², Wisconsin, USA). Ils réalisent une analyse statistique de l'exportation annuelle de N en fonction de diverses variables liées à l'occupation du sol sur les bassins versants (deux types d'agriculture, forêt) et du pourcentage de surface de lacs ou réservoirs dans le bassin versant.

(Bosch et Allan, 2008) établissent des bilans globaux annuels à l'échelle du bassin versant en estimant les différents flux entrants et sortants de N (Figure 23) à partir de BDD nationales sur la production agricole et l'occupation du sol, dont on peut déduire des données de fertilisation, volatilisation... , seuls les exports par la rivière étant mesurés. Notons que la volatilisation concerne seulement l'ammoniac NH_3 et ne prend pas en compte le flux sortant dû à la dénitrification. La raison invoquée est que l'incertitude liée à ce flux est trop importante. Deux grands bassins versants adjacents de même surface (Le Huron et Raisin, Michigan, USA) avec respectivement 88 et 14 retenues (lacs naturels et barrages, de surface > 10 ha) sont ainsi étudiés. Leur comparaison permet de juger de l'effet d'un grand nombre de plans d'eau (88) comparé à un nombre plus faible (14).

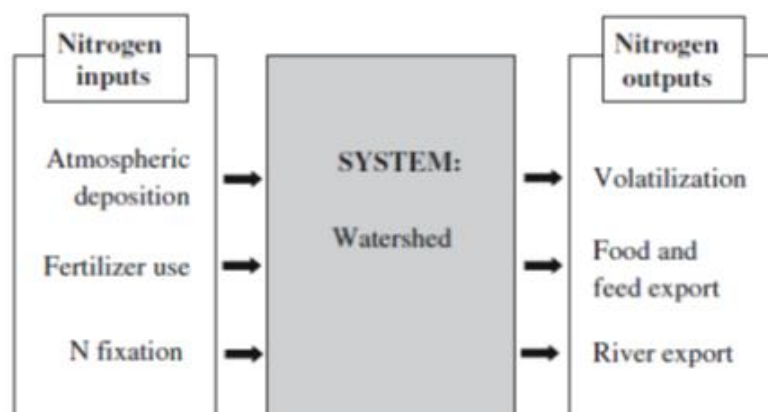


Figure 23 : Diagramme conceptuel du bilan en azote incluant les entrées, le système et les sorties. D'après (Bosch et Allan, 2008).

Etudiant ces mêmes bassins versants, (Bosch et Allan, 2008) utilisent le modèle SWAT pour réaliser divers scénarios. SWAT est un modèle à l'échelle du bassin versant, avec une paramétrisation spatialement explicite à l'échelle du sous-bassin, avec agrégation partielle des paramètres dans chaque sous bassin. Chaque sous-bassin est subdivisé en HRU (Hydrologic Response Units) basées sur une combinaison d'occupation du sol, couverture végétale et type de sol). SWAT est d'abord calibré et validé avec les jeux de données existantes (débits et concentrations de diverses formes chimiques de N) puis les bilans de N sont simulés : 1) en présence ou absence de réservoirs, 2) en faisant varier la position des réservoirs sur le bassin (réservoirs identiques placés au hasard, tous à l'aval, tous à l'amont, ou près des sources de nutriments ; 3) en faisant varier la taille des réservoirs (1 de grande taille ~20 km², 5 de taille moyenne ~4 km², 25 de « petite » taille ~1 km²), tous situés près de l'exutoire. Dans ce modèle, les effets des réservoirs sont additionnés pour obtenir l'effet cumulé à l'échelle du bassin versant tout entier.

(Passy, Garnier *et al.*, 2012) modélisent l'effet sur les flux de NO₃⁻ des nombreux étangs situés dans des sous-bassins versants de la Seine, où au 18^{ème} siècle ces étangs abondaient, et ont été progressivement asséchés. Les étangs existants sont sur les petits cours d'eau (ordre 1), quelques-uns hors réseau hydrographique. Les plus récents ont été placés à l'exutoire de collecteurs de drains et sont destinés à stocker l'eau pour l'irrigation. Le modèle (logiciel BARMAN dans SENEQUE/Riverstrahler) est d'abord appliqué à un étang sur lequel la qualité de l'eau est suivie en entrée et en sortie, ce qui permet de valider ses résultats. Puis des scénarios de remise en eau des anciens étangs sont réalisés en faisant varier leur superficie totale, ainsi que l'occupation du sol sur les bassins. Les conséquences sur les concentrations et les flux de nitrate sont calculées à l'échelle mensuelle pour identifier les évolutions saisonnières.

(Harrison *et al.*, 2009) ont développé le modèle NiRReLa (Nitrogen Retention in Reservoirs and Lakes) qui a pour objectif d'estimer l'importance relative des lacs et réservoirs dans l'élimination de N aux échelles globale et annuelle. Le modèle intègre des petits plans d'eau (minimum 0,1 km²) qui jouent vraisemblablement un rôle important pour cette élimination. C'est un modèle spatialement explicite avec une « forte » résolution spatiale (~50 km x 50 km quand même !). Les paramètres considérés pour chaque lac ou réservoir sont : les apports d'azote aux différents plans d'eau, la vitesse apparente de l'eau dans les sédiments en m/an, la charge hydraulique en m/an estimée par le rapport du débit entrant sur la surface du plan d'eau, ou bien par le rapport de la profondeur moyenne du plan d'eau sur le temps de résidence. Le modèle est calibré en utilisant des données de « rétention » d'azote ($N_{input} - N_{output} / N_{input}$) obtenues pour 80 lacs et 35 réservoirs de taille très variée, situés un peu partout dans le monde. Puis le choix des paramètres est réduit en ne considérant que celles qui ont une influence sur la vitesse apparente de l'eau. Le nombre et la surface totale des plus petits plans d'eau ne sont généralement pas connus et ont été estimés à partir de la méthode développée par (Downing, Prairie *et al.*, 2006) qui supposent une loi de type Pareto (type loi de puissance) entre le nombre et la surface des plans d'eau.

V.4.2.c- Données et observations disponibles, déterminants et indicateurs

Cas 1 : quelques grands réservoirs en série sur une même rivière

Lorsque des barrages sont installés en série sur une même rivière, le premier réservoir à l'amont a en général un effet significatif sur la rétention de N et cet effet diminue progressivement d'un réservoir à l'autre vers l'aval. En effet les flux et concentrations de nitrate entrant dans un réservoir dépendent des sorties du réservoir précédent. Or la concentration de nitrate est un déterminant important de l'intensité de la dénitrification. C'est ainsi que d'après (Epstein *et al.*, 2013) qui modélisent l'effet de 4 lacs en série, la

réduction des concentrations de NO_3^- est de moins en moins nette vers l'aval au fur et à mesure que les niveaux de concentration diminuent.

D'après (Kelly, 2001) ce phénomène est amplifié par l'effet tampon de chaque réservoir sur la variabilité temporelle de la qualité physico-chimique de l'eau qui le traverse. D'un réservoir à l'autre vers l'aval, la stratification verticale de la colonne d'eau est moins nette puisqu'elle est liée aux variations saisonnières de la température dans le flux d'eau entrant par comparaison avec les eaux du lac, variations qui sont tamponnées dans les réservoirs de l'amont. La stratification thermique verticale de la colonne d'eau s'accompagne d'une stratification des teneurs en oxygène dissous, qui gouverne le processus de dénitrification. D'où l'importance de la profondeur d'où sont issus les flux sortants, et aussi de la distance entre les réservoirs, qui permet ou non de tamponner de manière durable la variabilité temporelle de la qualité physico-chimique de l'eau.

(Oliver *et al.*, 2014) observent eux aussi une diminution de N exporté de l'amont vers l'aval, avec une forte saisonnalité liée en été aux blooms algaux et aux conditions biogéochimiques (température et pH élevés, anoxie) qui favorisent l'absorption biologique d'azote et la dénitrification. Pour ces auteurs aussi le phénomène est plus net pour les premiers réservoirs à l'amont que pour les suivants vers l'aval, d'autant plus que ces derniers sont très proches les uns des autres (Figure 24).

(Abe, Matsumura-Tundisi *et al.*, 2003) mesurent une très forte diminution de densité des communautés bactériennes du phytoplancton et du processus de dénitrification après le premier barrage à l'amont. Il faut dire que ce premier réservoir est à un niveau élevé d'eutrophisation car apparemment très affecté par les rejets de la ville de Sao Paulo à l'amont. La qualité de l'eau (nitrate, nitrite, ammonium) est ainsi nettement améliorée au passage dans le premier réservoir. L'oxygène dissous augmente même à nouveau dès le deuxième réservoir. (Abe, Matsumura-Tundisi *et al.*, 2003) notent aussi un fort effet saison entre saison sèche (dénitrification plus forte) et saison humide.

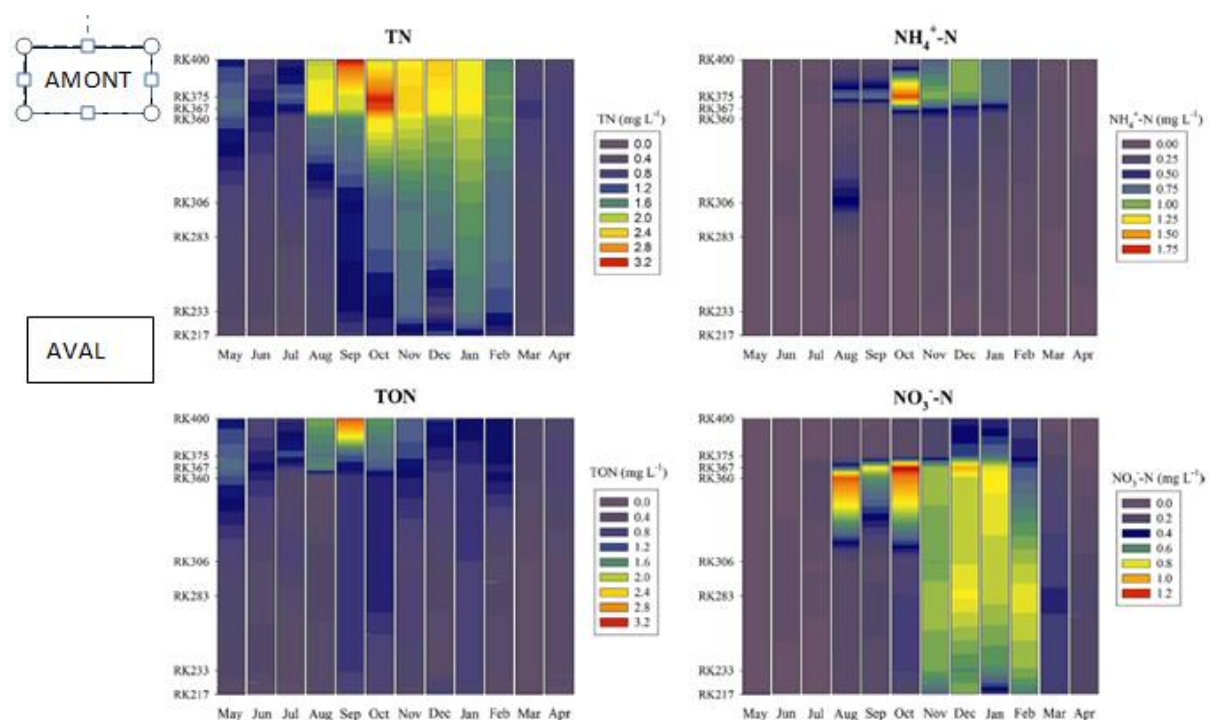


Figure 24 : Représentation des concentrations en azote (azote total, azote total organique, ammonium et nitrate) dans la rivière Klamath de mai 2010 à juin 2011. Les sites d'échantillonnage figurent sur l'axe des ordonnées. D'après (Oliver, Dahlgren *et al.*, 2014).

Cas 2 : réseau hydrographique avec de nombreux lacs

Les deux publications analysées, même si elles partent d'observations et de mesures de sites concrets, développent une réflexion assez conceptuelle, à l'échelle du paysage.

(Arp and Baker, 2007) ont pour parti-pris de considérer le réseau hydrographique dans son ensemble, comme une succession de tronçons avec des conditions lotiques et de lacs avec des conditions lentiques. Ils privilégient le concept de nutriment spiraling, qui rend compte des évolutions longitudinales amont-aval des processus affectant les nutriments (transport, rétention, transformation). Pour (Arp et Baker, 2007) il faut rechercher des patterns à l'échelle du paysage de la demande biologique en azote (processus du nutriment spiraling) c'est-à-dire, pour la question qui nous intéresse, de la consommation de l'azote par des processus biologiques. Dans les parties amont du paysage, les cours d'eau comme les lacs sont de petite taille. La réduction de la demande en NO_3^- au passage dans le lac tend à s'annuler à courte distance en aval, environ 1 à 4 km, en fonction de l'augmentation de l'aire drainée vers l'aval. La distance de retour aux conditions à l'amont du lac est supérieure à 20 km pour les grands lacs situés sur des rivières d'ordre supérieur à l'aval (Figure 25).

(Kling *et al.*, 2000) étudient le devenir du nitrate, de l'ammonium et de l'azote particulaire, mais aussi d'une vingtaine d'autres variables, chimiques et biologiques, sur un site arctique intégrant une dizaine de lacs connectés entre eux par des tronçons de rivière. Pour étudier ce devenir le long de la chaîne lacs-rivière, (Kling, Kipphut *et al.*, 2000) soulignent l'importance d'une « cohérence temporelle » (ou synchronisation) qui permet la comparaison des données spatiales entre elles malgré un décalage évident lié à la distance entre les lacs sur le chemin de l'eau. Cette publication considère toutes les variables de manière globale et son analyse est donc reprise dans la partie Synthèse du groupe Physico-Chimie. De plus cette publication ne fournit pas de conclusions spécifiques à l'azote, NH_4^+ , NO_3^- sont peu traités car souvent en dessous des limites de détection sur ce site.

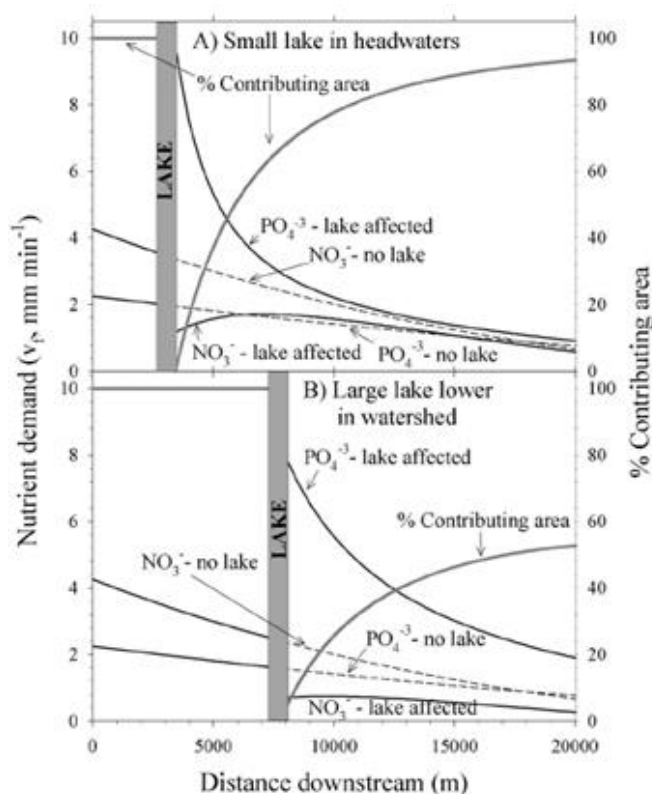


Figure 25 : Modèle conceptuel montrant la répartition aval de la demande en nutriments pour (A) un lac de 0,1 km² dans un BV de 5 km² et (B) un lac de 1 km² dans un BV de 15 km². Modèle basé sur une régression multiple utilisant l'aire drainée, le % d'aire contributive et la surface du lac (pour les phosphates seulement) comme prédicteur de la demande. D'après (Arp et Baker, 2007).

Cas 3 : bassins versants avec de nombreux lacs et/ou retenues

Sur les deux grands bassins versants étudiés par (Bosch et Allan, 2008) les bilans annuels de N montrent une réduction significativement plus importante sur le bassin versant intégrant le plus grand nombre de retenues. Ce type d'étude, comparant deux situations seulement, outre le caractère très site-dépendant et les incertitudes sur les bilans, est peu utile pour évaluer l'effet cumulé de retenues avec plus de précision. Toujours sur ces deux bassins des simulations utilisant le modèle SWAT confirment une réduction de N export liée aux barrages. Les réservoirs placés à l'aval près de l'exutoire sont plus efficaces que ceux placés à l'amont ; de nombreux petits réservoirs sont plus efficaces qu'un seul de grande taille ; de plus la présence de barrages augmente la variabilité interannuelle des flux de nutriments.

Les simulations de divers scénarios de restauration d'étangs anciennement présents sur des sous-bassins versants agricoles de la Seine, par (Passy, Garnier *et al.*, 2012), montrent une forte rétention de N dans les étangs des bassins amont. Dans un premier scénario la localisation des étangs est de manière originale calquée sur le réseau existant au 18^{ème} siècle, situés surtout sur les cours d'eau d'ordre 1 sur substrat imperméable. Dans un second scénario le nombre d'étangs est augmenté sur certains sous-bassins toujours à l'amont. Il est difficile de tester l'effet de l'introduction d'étangs plus à l'aval de la Seine, car l'installation des étangs y est moins aisée à cause d'un substrat perméable. De ce fait, la restauration des étangs a un faible effet à l'échelle du bassin versant de la Seine (71 700 km²), qui devient significatif (jusqu'à 20% de réduction du flux annuel de N pour une surface en étangs de 2,7%) dans un sous-bassin versant de taille moyenne (1200 km²) sur substrat imperméable. La Figure 26 a et b se rapporte à un bassin versant de 104 km² pour lequel un plus grand nombre de scénarios ont été testés. La rétention de N croît avec la superficie totale des étangs mais cet effet n'est pas linéaire : il devient progressivement moins important lorsque la superficie totale d'étangs augmente. L'effet est surtout visible du printemps à l'automne (mai à novembre).

Pour (Powers, Tank *et al.*, 2015) l'occupation du sol, les pratiques agricoles et les facteurs climatiques jouent beaucoup sur l'exportation de N à l'exutoire des bassins versants. Mais la présence de lacs et de réservoirs diminue le flux total exporté et réduit sa variabilité interannuelle. Cette variabilité interannuelle apparaît aussi plus faible sur les grands bassins agricoles que sur les petits. Les auteurs émettent l'hypothèse que cette observation soit liée aussi à l'effet des réservoirs, de plus grande taille à l'aval des paysages.

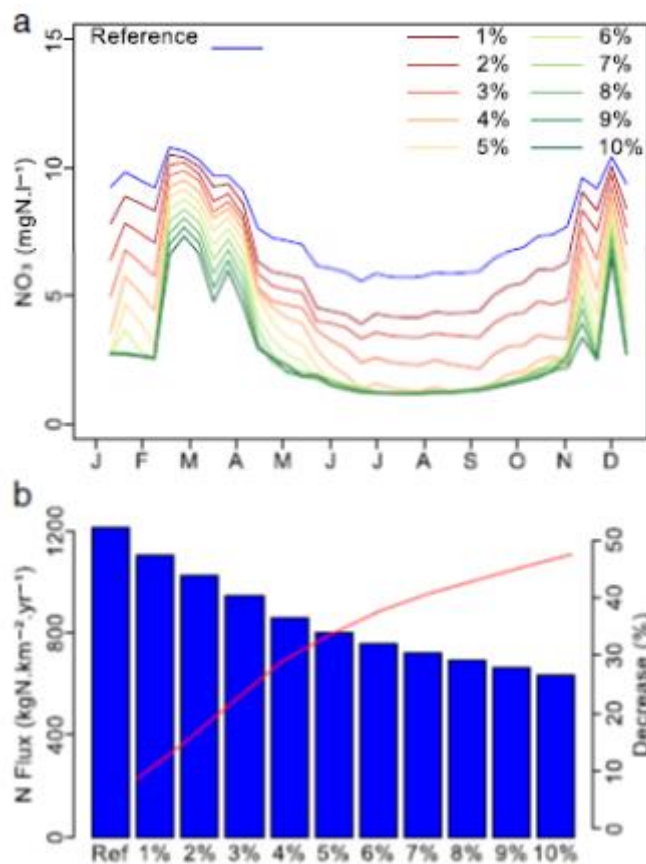


Figure 26 : a. Variation saisonnière de la concentration en nitrate en fonction de la proportion d'étangs (en %) dans le BV, à l'exutoire du sous BV de l'Orgeval pour l'année hydrologique 2006. b. Flux annuel d'azote à l'exutoire du bassin de l'Orgeval en fonction du pourcentage de la surface du BV couverte par des étangs (année 2006). La réduction correspondante est figurée sur la ligne rouge. D'après (Passy, Garnier *et al.*, 2012).

A l'aide du modèle NiRRela calibré par des données collectées sur un grand nombre de lacs et réservoirs de par le monde, (Harrison, Maranger *et al.*, 2009) montrent que les petits réservoirs (< 50 km²) sont plus efficaces que les grands pour réduire les flux de N. Le modèle utilise la vitesse apparente de l'eau (que l'on peut rapprocher du temps de résidence) comme variable d'entrée, qui pour le jeu de données traitées n'est pas corrélée à la taille du plan d'eau, la distance à l'équateur et les concentrations de N). La capacité des lacs et des réservoirs à réduire les flux d'azote dépend du climat et de la densité des systèmes lentiques. Les réservoirs sont plus efficaces que les lacs. Bien que les réservoirs occupent seulement 6% de la surface globale en conditions lentiques, ils participent à environ 33% de la rétention totale de N par ces systèmes lentiques. Ils ont en effet des rapports de drainage (aire drainée/aire du réservoir) plus élevés que les lacs, des vitesses apparentes de transfert dans les sédiments plus grandes et des charges moyennes entrant plus importantes. L'effet cumulé à l'échelle globale est obtenu en sommant la rétention d'azote estimée par km² de réservoir ou de lac.

V.4.2.d- Analyse critique et perspectives pour l'évaluation de l'impact cumulé

Partant d'observations montrant la réduction des flux d'azote par les retenues individuelles sur certains sites, et d'hypothèses sur l'existence de conditions a priori favorables pour cette réduction, de nombreux auteurs (Harrison, Maranger *et al.*, 2009 ; Jackson et Pringle, 2010 ; Passy, Garnier *et al.*, 2012) affirment comme un fait acquis que les retenues ont un effet positif sur la qualité de l'eau. **Les retenues joueraient le rôle de zones**

tampons capables de résorber une partie des excédents d'azote de l'agriculture. (Passy, Garnier *et al.*, 2012) réfléchissent ainsi à la possibilité de réhabiliter d'anciens étangs existant au 18^{ème} siècle sur les cours d'eau d'ordre 1 du bassin de la Seine. Leur effet positif sur la qualité de l'eau l'emporterait pour ces auteurs sur des effets négatifs, mais de faible importance, sur la biodiversité aquatique, la remontée des saumons, les gaz à effet de serre... Mais l'effet positif de ces étangs situés sur les têtes de bassins n'est pas visible à l'échelle du bassin entier de la Seine. Par ailleurs cet effet de réduction des flux d'azote n'est **pas toujours observé**.

De la bibliographie réalisée à l'échelle d'une retenue, on avait retenu que la **dénitrification** était le processus dominant à considérer pour réduire les flux d'azote et que ce processus dépendait de **très nombreux facteurs**. Certains facteurs concernent les caractéristiques propres à chaque retenue (profondeur...), mais d'autres dépendent des entrées dans la retenue (concentrations en nitrate dans l'eau d'alimentation...), qui elles-mêmes dépendent du fonctionnement du bassin versant où elles se trouvent et de conséquences éventuelles liées à la présence des autres retenues. Le **temps de résidence** est un autre facteur important, dépendant à la fois du volume de la retenue, de sa morphologie, et du flux d'eau entrant, c'est-à-dire de la place de la retenue dans le système hydrologique.

Un cas relativement simple à considérer est celui de **retenues en série sur une même rivière**. L'évaluation de l'effet cumulé doit tenir compte **des interactions entre retenues**. La retenue située en amont modifie les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de la rivière immédiatement à l'aval, qui alimente à son tour la retenue suivante, à condition que la distance entre retenues soit relativement faible pour que l'effet persiste. Parmi les caractéristiques modifiées, certaines jouent un rôle essentiel sur les processus de transformation de l'azote comme la charge en azote, la température, l'oxygène dissous, etc. Généralement l'effet d'élimination des nitrates par **dénitrification est de moins en moins net vers l'aval** lorsque le nombre de retenues augmente à cause de la diminution des flux entrants et de la diminution de la stratification favorisant l'anoxie (Kelly, 2001). Les études qui s'y rapportent concernent généralement quelques grands barrages qui se succèdent sur la même rivière. Dans le cas de retenues en série sur une même rivière, l'effet cumulé n'est donc pas une simple addition des effets individuels car le fonctionnement des retenues aval dépend du fonctionnement des retenues plus en amont.

Si les retenues sont distribuées de manière plus lâche sur le réseau hydrographique ou sont réparties dans un bassin versant hors réseau hydrographique, elles peuvent être considérées comme indépendantes les unes des autres du point de vue de la qualité de l'eau et l'effet cumulé peut être considéré comme simplement **additif**. Concrètement, il est possible d'estimer par quelques campagnes ponctuelles de mesures dans la rivière la distance pour laquelle les retenues peuvent être considérées comme indépendantes. Cette distance est liée d'une part au retour aux conditions lotiques qui rééquilibrent température et oxygène dissous avec l'atmosphère, et d'autre part à la réaugmentation des flux d'azote dans le cours d'eau vers l'aval (Figure 27).

Pour l'azote il est alors théoriquement possible de sommer les flux éliminés par dénitrification (et absorption végétale + sédimentation de particules organiques) dans chaque retenue pour établir l'effet cumulé à l'échelle du bassin versant. Pour une retenue, certains auteurs établissent un **coefficient de « rétention »** égal au rapport des flux sortants par les flux entrants. Pour l'effet cumulé le même type de coefficient peut être calculé globalement à l'échelle d'un réseau hydrographique ou d'un bassin versant en sommant tous les flux sortants rapportés à la somme des flux entrants. Cependant, en présence d'un grand nombre de retenues, les mesures des flux en entrée et sortie, ou des processus dans chaque retenue, nécessitent des méthodes généralement lourdes à mettre en œuvre, d'autant qu'elles devraient prendre en compte une variabilité temporelle souvent forte.

Plutôt que de réaliser des mesures, certaines études à l'échelle d'une retenue ont alors tenté de relier le coefficient de rétention des flux de N à différents **indicateurs** faciles à obtenir comme le pourcentage de surface occupée par la retenue (ou de surface de bassin drainé par la retenue) par rapport à la surface du bassin versant entier. Par un effet d'échelle, il suffit de sommer la surface occupée par l'ensemble des retenues pour extrapoler la rétention observée à l'échelle d'une retenue. Passy et al ont utilisé cet indicateur (Figure 26)

et montrent par modélisation que l'augmentation de la rétention de nitrate avec la surface du bassin occupée par des retenues augmente mais plafonne au-delà d'un certain seuil, qui correspond aux interactions entre retenues dès lors que leur nombre augmente et qu'elles se rapprochent les unes des autres sur le réseau hydrographique. Par ailleurs plusieurs auteurs (Bosch et Allan, 2008 ; Harrison, Maranger *et al.*, 2009) ont montré que l'indicateur surfacique n'était pas parfaitement pertinent puisque, à surface totale égale, plusieurs petites retenues sont plus efficaces en termes de rétention d'azote qu'une grande retenue. A côté de la surface totale, l'effet cumulé est lié à la distribution spatiale des différentes retenues et aux conditions spécifiques physiques et chimiques dans chacune d'entre elles (Bedford et Preston, 1988).

Dans la bibliographie d'autres méthodes utilisant la modélisation sont parfois mises en œuvre. Elles peuvent être sensiblement différentes selon qu'il s'agit d'évaluer l'effet cumulé de retenues existantes ou de prévoir l'impact de futures retenues, à l'exutoire d'un bassin versant.

- S'il s'agit d'évaluer l'effet cumulé des **retenues présentes**, les flux d'azote issus du bassin versant sont modélisés sans tenir compte des retenues (bilan des flux d'azote apportés et consommés sur le bassin versant) puis comparés avec les flux d'azote mesurés à l'exutoire du bassin versant, qui tiennent compte de l'effet cumulé des retenues. La différence correspond à la « rétention » d'azote par les retenues. Différents modèles du bilan de l'azote ont été développés pour d'autres thématiques (modélisation des flux en fonction du milieu physique, de l'occupation des sols et du climat, aux échelles journalières ou annuelles). Pour ces modèles les données à collecter sont diverses (MNT, données d'occupation du sol et de pratiques de fertilisation, données climatiques, etc). Ils peuvent être plus ou moins spatialement distribués, et doivent être validés sur d'autres bassins similaires et sans retenue. Les flux exportés sont mesurés lors des suivis (concentrations et débits) à l'exutoire du bassin versant. Ces suivis doivent prendre en compte la forte variabilité temporelle des exportations, le relais pouvant ensuite être pris, pour ne pas multiplier trop le nombre de mesures chimiques, par l'établissement de rating curves c'est-à-dire en établissant une relation Concentration – Débit valable pour différentes conditions hydrologiques. Le calcul des flux exportés est alors réalisé généralement à l'échelle annuelle grâce à un suivi relativement serré du débit (données journalières ou haute fréquence selon la taille du bassin).
- S'il s'agit de prévoir l'effet de nouvelles **retenues**, la modélisation permettant le calcul des flux d'azote à l'exutoire du bassin versant (bilan des flux d'azote apportés et consommés sur le bassin versant hors influence des retenues -voir ci-dessus) doit intégrer un module représentant le fonctionnement de chaque retenue prévue et donc son effet sur le bilan global. Un tel modèle peut être validé avec un suivi des flux réalisé sur le bassin versant avec les retenues présentes, puis il est possible de simuler l'ajout de nouvelles retenues (Passy, Garnier *et al.*, 2012). Ce type de modèle a été développé pour la recherche et les résultats publiés des simulations montrent bien que leur domaine de validité est restreint au milieu étudié.

La position dans le bassin versant et les relations entre les retenues mais aussi avec les autres éléments du paysage nécessitent une étude spatialisée, pas seulement fonction du nombre ou de la surface cumulée. De plus fonction des caractéristiques propres des retenues. Mais dans ce cas grand nombre de facteurs de variations.

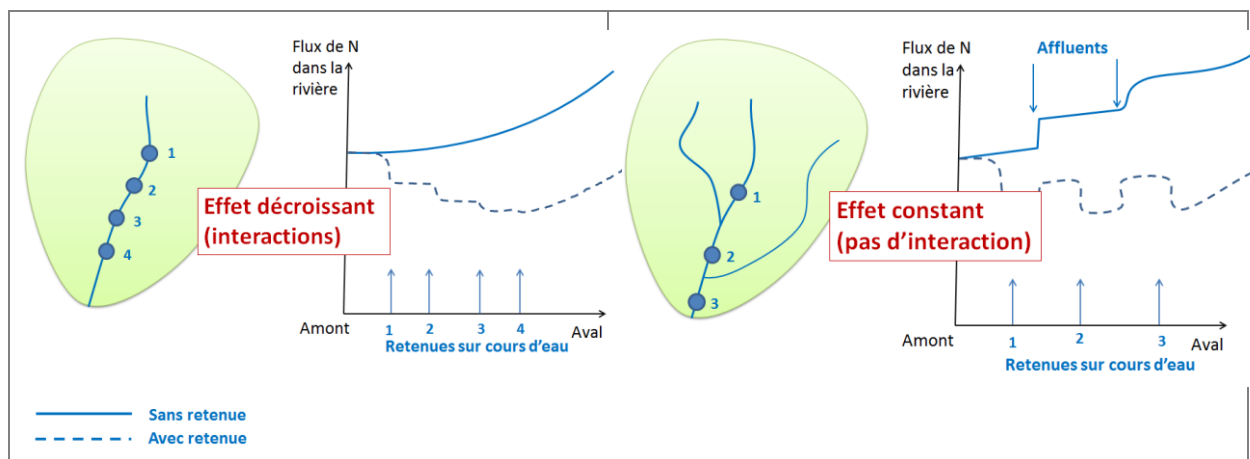


Figure 27 : Influence théorique de la distribution des retenues sur le bassin versant et par rapport au cours d'eau sur les flux d'azote dans le cours d'eau.

V.4.3 Effets cumulés des retenues sur le Phosphore

Les études analysées portent soit sur une succession de grands barrages en série sur une rivière, soit sur un réseau hydrographique, ou un bassin versant, comprenant une alternance de lacs et rivières. Les études abordant les séries de plans d'eau naturels sont prises en compte pour la démarche qui y est utilisée, pour les processus qui y sont étudiés, et pour les concepts mobilisés. A noter qu'il existe souvent des séries comprenant lacs et réservoirs.

Très peu d'articles du corpus analysés abordent vraiment l'effet cumulé. Il s'agit plutôt de comparaisons entre un petit nombre de barrages d'une même série. En fait, l'effet global est en général mesuré comme une somme d'effets individuels, et non pas comme des composantes interdépendantes d'un système (Carpenter et Lathrop, 2014), sauf en théorie, comme cela sera présenté dans la synthèse portant sur les impacts cumulés des retenues sur la qualité physico-chimique des cours d'eau. Les méthodes mises en œuvre dans ces articles sont donc les mêmes que pour les retenues isolées. Elles s'appuient soit sur des mesures de concentrations ou de flux en plusieurs points du réseau hydrographique -y compris au sein des retenues-, soit sur des études visant à caractériser les stocks sédimentaires en terme de spéciation, plus rarement en quantité (Tableau 9). A nouveau, toutes ces études sont liées au risque d'eutrophisation et à la propagation vers l'aval de ce risque, aussi bien dans les barrages que dans les eaux courantes qu'ils alimentent. Le devenir des stocks à long terme et de leur potentiel eutrophisant sur l'hydrosystème est envisagé en général implicitement, ce qui ne peut suffire ici.

Tableau 9 : Trois publications clés traitant de l'effet cumulé

Type de retenue	Contexte usages...	Méthodes	Idées clé	Référence
Lacs et réservoirs	Effet global à l'échelle paysage, BV	cluster analysis surface de Bv connecté à un lac comme variable	Baisse des flux annuels exportés en TP SS TN Forte influence les années de forte charge sur TP Effets sur la variabilité, stabilisation Dénitrification stockage	(Powers <i>et al.</i> , 2014)

Réservoirs (5 grands et en série) (USA)	Bloom algaux et Pattern N et P/ présence de réservoirs	Echantillonnage mensuel multisite aux points clé de l'hydrosystème Flux Statistiques Descriptifs site-spécifiques	Amélioration de la qualité des eaux (NP) amont aval Réservoir = puits PN Stockage fraction P récalcitrante Baisse plus rapide de N que de P : N/P Changement de spéciation PO4/PP Saisonnalité influence plus N que P (flux)	(Oliver <i>et al.</i> , 2014)
Réservoirs (Lot)	Stocks de P et Cd Biodispo de P Source interne	Echantillonnage stratifié Evaluation des quantités (carto)	Stock de bioP et P total associé aux barrages représente 100 fois le flux annuel entrant en provenance des sources ponctuelles	(Dauta <i>et al.</i> , 1999)

V.4.3.a- Résultats acquis

1. La multiplication de barrages résulte en la création d'une charge interne en P impressionnante dans l'hydrosystème. Sur le Lot, les barrages contiennent actuellement l'équivalent de 100 années de flux entrant provenant de sources ponctuelles en PP biodisponible. Ceci est une mesure de l'efficacité de la fonction de rétention, mais aussi du problème à venir en ce qui concerne le relargage de cette charge.
2. Certaines séries de lacs naturels connectés se traduisent par un accroissement des concentrations en SRP de l'amont à l'aval. Pour d'autres, c'est l'inverse. Dans tous les cas, on enregistre un changement dans le rapport PO4/PP, dans le rapport N /P. En cas de baisse, la baisse est plus rapide pour N que pour SRP. L'effet saisonnier tend à être plus marqué pour N que pour P. En fait , tous ces effets dépendent à la fois des entrées dans les tronçons intermédiaires lotiques (et donc de leur BV) et de la distribution amont - aval des fonctions de rétention et de conversion des divers plans d'eau, qui elles-mêmes dépendent du temps de séjour de l'eau, de la profondeur, de la position relative des affluents et des exutoires par rapport aux lacs, des connexions entre les lacs.
3. Dans une chaîne de lacs connectés, les effets de mesures visant à réduire les flux entrants sont maximaux à l'amont et en été, et diminuent vers l'aval, du fait d'un poids croissant des recyclages vers l'aval (Carpenter et Lathrop, 2014).

V.4.3.b- Discussion. Hypothèses

La transposition aux retenues des résultats obtenus sur les lacs suppose d'être capable de prendre en compte le poids dans les bilans et les dynamiques et les risques d'eutrophisation :

1. des charges internes initiales créées par les inondations, et du flush en résultant,
2. de la dynamique temporelle de cet effet, qui correspond non seulement à des flux de nutriments mais aussi à la mise en place brutale d'un écosystème, et donc sur une série de réservoirs, de l'âge des divers réservoirs,
3. de la variabilité des marnages, du fait qu'ils soient ou non synchrones,
4. du type de restitution de l'eau depuis la retenue, notamment des sorties liées à des pompes profonds (le sous tirage hypolimnique est une méthode de traitement des lacs eutrophes) qui exportent souvent des eaux enrichies en PO4 NH4 et du P-Particulaire organique

Dans ce contexte certaines questions sur les effets cumulés en général et sur P en particulier se posent un peu différemment pour les réservoirs par rapport aux lacs :

- Quel est l'effet incrémental sur les flux de P ? Quels fonctionnements sont additifs, linéaires ? Quels fonctionnements présentent des seuils ? On peut penser par exemple au rapport N/P et au développement de cyanobactéries.
- Y a-t-il dans le réseau hydrographique un lieu où un réservoir serait à l'optimum entre fonctions de rétention et de transformation ? Quelle doit être la distance inter barrages pour permettre la récupération ?
- Quel est l'effet de l'ordre, et donc quelles sont les différences d'impact liées à la position du(des) réservoir(s) dans l'hydrosystème ? Quelles métriques, quels paramètres pour rendre compte de ces effets liés à la position ?
- Concrètement, vaut-il mieux, du point de vue risque d'eutrophisation, n petits réservoirs en tête de bassin ou un gros plus bas à volume égal
- Quel couplage y a-t-il à l'échelle paysage avec le land use et ses flux de P ? Comment décrire le système activité - paysage-réservoirs ?

V.4.4 Effets cumulés sur l'émission des Gaz à Effet de Serre

Dans cette partie sur l'effet cumulé nous nous intéressons aux bilans de GES émis et de séquestration du C réalisés à l'échelle planétaire, en réponse à l'enjeu global du changement climatique. Les unités utilisées étant variables selon les publications, nous avons choisi de les transformer toutes en pétagramme Pg ($1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g}$; $1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$; $1 \text{ Gg} = 10^9 \text{ g}$; $1 \text{ Mg} = 10^6 \text{ g}$).

V.4.4.a- Concepts, démarche et méthodes pour aborder le cumul

Le bilan cumulé des GES émis ou de la séquestration du C est estimé en multipliant une valeur moyenne d'émission ou de séquestration (obtenue à partir de mesures à l'échelle locale d'une retenue, et généralement exprimée en $\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$) par la surface totale représentée par les retenues sur la terre.

Ce calcul ne tient pas compte de tous les facteurs de variabilité identifiés : variations temporelles événementielles, saisonnières, interannuelles ; variations spatiales entre les retenues, fonction de leur taille, de leur âge, de leur localisation géographique (climat), etc. Il faut dire que l'estimation des surfaces totales est déjà très peu précise et pas du tout différenciée en fonction de ces critères.

V.4.4.b- Données et observations disponibles, déterminants et indicateurs

(St Louis, Kelly *et al.* 2000) avancent le chiffre de 7% pour quantifier la contribution des réservoirs aux émissions de GES produites par l'ensemble des sources anthropiques. Pour Holgerson, 2016, l'émission de CH₄ est inversement proportionnelle à la taille des retenues, l'émission étant bien plus élevée lorsque leur taille est inférieure à 0,001 km².

A l'inverse les retenues sont aussi considérées comme des lieux de séquestration du carbone organique. Des estimations globales du stockage annuel de C dans les réservoirs sont citées dans les articles, souvent issues des mêmes références bibliographiques, et dépendant des surfaces estimées : 0,15 à 0,22 Pg/an pour les retenues agricoles (Stallard, 1998) ; 0,18 Pg/an pour 400 000 km² de surface totale de retenues (Cole, Prairie *et al.*, 2007) ; ou jusqu'à 0,6 Pg/an pour 1,5 million km² (St Louis, Kelly *et al.*, 2000) ; 0,15 Pg/an pour les petites

retenues eutrophes en région agricole qui représenteraient 77 000 km² (dont 21 000 km² aux USA) (Downing, Cole *et al.*, 2008). Ce qui est important puisque pour comparaison (Schimel, House *et al.*, 2001) évaluent le flux annuel de C stocké dans les écosystèmes terrestres à 1,4 Pg (+ ou - 0,7).

Non prises en compte dans les estimations de (Downing, Cole *et al.*, 2008), parmi toutes les retenues pouvant séquestrer du C, les retenues pour l'aquaculture méritent d'être aussi considérées. D'après (Boyd, Wood *et al.*, 2010) citant (Verdegem et Bosma, 2009) elles représentent 111 000 km² sur la planète et elles séquestreraient 16,6 10⁻⁶ Pg C/an ce qui potentiellement réduit d'environ 0,21% les émissions annuelles globales de C.

Ces données ont été comparées avec le stockage de C dans d'autres compartiments aquatiques : le stockage serait plus important dans les réservoirs artificiels que dans les lacs naturels (30 à 70 10⁻³ Pg C/an). D'après (Downing, Cole *et al.*, 2008), le stockage dans les petites retenues agricoles, souvent eutrophes, est 5 fois plus élevé que dans des larges réservoirs sur rivière, 30 fois plus que dans des petits lacs naturels et 400 fois plus que dans des grands lacs naturels. Le C stocké est aussi bien d'origine allochtone qu'autochtone. D'après ces auteurs, les retenues agricoles pourraient stocker plus de CO que les océans.

Toutes ces données sont quand même modestes comparées au flux de C stocké dans les milieux terrestres : 0,4 Pg C/an dans les sols sous forêt et 1-3 Pg C/an dans la biomasse forestière (Lal, 2005) ; 0,4-0,8 Pg C/an dans les sols cultivés (Lal, 2004). Toujours en termes de flux, les rivières transportent 0,4 Pg C/an jusqu'aux océans (Meybeck, 1993 ; Probst, 2005 cités dans (Downing, Cole *et al.*, 2008)). Pour (Maeck, DelSontro *et al.*, 2013) la séquestration dans les grands barrages et les petites retenues réduiraient de 26% le flux de CO terrestre exporté vers les océans.

(Cole *et al.*, 2007) calculent le bilan annuel de C dans l'ensemble des milieux aquatiques sur les continents (Inland waters = lacs, rivières, réservoirs) en distinguant les apports d'origine terrestre, le stockage de C dans les sédiments, les émissions de gaz CH₄ et CO₂, rapportés en équivalents CO₂, le transport par les rivières vers les océans (Figure 28).

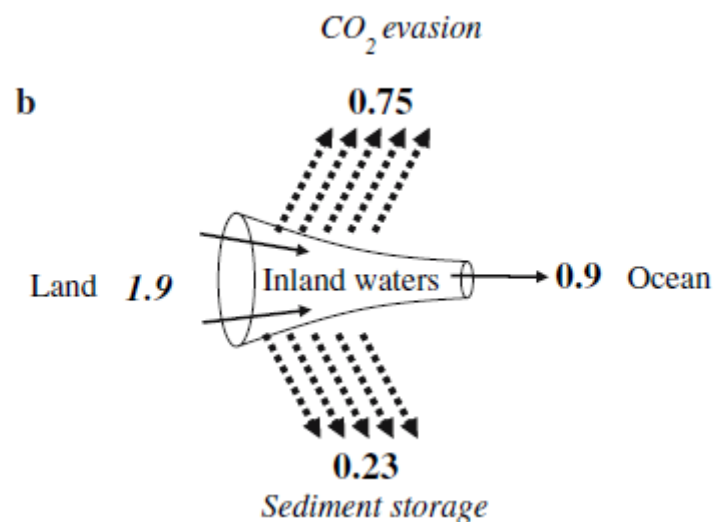


Figure 28 : Bilan annuel en carbone à l'échelle globale, en Pg C/an. D'après (Cole, Prairie *et al.*, 2007).

En termes de quantités stockées, (Maeck *et al.*, 2013) citent les valeurs de 1 à 3 Pg de C stocké dans les grands barrages dont le nombre dépasse 50 000 et dans les millions de petites retenues. Par comparaison le carbone organique des sols constitue, sur le premier mètre d'épaisseur, un stock de C égal à 1,5 Pg, égal à environ 2 fois le stock dans l'atmosphère et 2,5 fois celui dans la biomasse (Adhikari, Subhendu *et al.*, 2014). La part des réservoirs est donc tout à fait significative.

V.4.4.c- Analyse critique et perspectives pour l'évaluation de l'impact cumulé

Au vu des estimations précédentes il semble donc important de considérer le rôle des retenues à la surface du globe dans les émissions de GES responsables du changement climatique.

Quelques réserves méritent toutefois d'être apportées à ces estimations. Le calcul de l'impact cumulé des retenues sur la séquestration du C ou sur les flux de GES émis est basé sur le produit de deux termes, chacun entaché d'une forte incertitude. D'après (Downing *et al.*, 2008) les papiers citent souvent les mêmes sources, obtenues dans certaines régions très étudiées (USA), avec des méthodes non standardisées, diverses et sans connaissance de leur incertitude.

Pour illustrer ces incertitudes, on peut prendre l'exemple de l'article Saint Louis (2000), les estimations sont basées sur des données recueillies pour 16 réservoirs en milieu tempéré et 5 en milieu tropical, de taille et d'âge variables (Tableau 1). Nous avons déjà émis une analyse critique de ces types de données dans la partie consacrée aux retenues individuelles. Alors que les variations d'émissions de GES sont très variables (de 220 à 4460 mg/m²/jour pour CO₂, de 3 à 1140 mg/m²/jour pour CH₄), et alors que ces données sont déjà des moyennes par retenue, le calcul à l'échelle globale utilise une valeur moyenne de 1400 mg/m²/jour pour CO₂ et 20 mg/m²/jour pour CH₄ pour les réservoirs en milieu tempéré (3500 et 300 respectivement pour les 5 réservoirs en milieu tropical).

Un bilan à l'échelle globale nécessite de connaître les surfaces en eau des réservoirs. (St Louis, Kelly *et al.*, 2000) reportent le nombre de 394 213 km² tiré de l'inventaire de l'ICOLD 1998, qui leur semble fortement sous-estimé. Utiliser les surfaces totales, considérées comme homogènes, ne permet pas de prendre en compte une variabilité des émissions en fonction des types et des caractéristiques de retenues. Par ailleurs, d'après ces auteurs une meilleure estimation serait de 1,5 millions de km² dont 900 000 km² dans les régions tempérées. L'écart est donc important. Ils estiment que les réservoirs de ces régions contribueraient pour respectivement 30 et 10 % des émissions mondiales de CO₂ et CH₄ par les réservoirs, toutes régions confondues. (St Louis, Kelly *et al.*, 2000) donnent ces estimations sans incertitude associée mais expliquent clairement quelles sont les étapes de leurs calculs, quels sont les facteurs de variations des émissions selon les retenues et les questions à se poser pour améliorer nos connaissances.

Dans le cas particulier des barrages hydroélectriques, le bilan de GES doit aussi être comparé au bilan des GES émis par les autres sources d'énergie pour la même production énergétique.

Enfin bien sûr, comme souligné pour l'impact d'une retenue, on ne peut pas faire abstraction du fonctionnement des milieux remplacés par ces réservoirs (rivière, sol, végétation...) et de leur impact dans le cycle du carbone, ce qui devrait être un autre facteur de variabilité entre retenues.

L'échelle spatiale à laquelle s'intéresse cette expertise sur l'impact cumulé des retenues n'est a priori pas l'échelle planétaire. Nous sommes conscients qu'il peut y avoir contradiction entre un gain local et plutôt individuel associé à un usage de retenue et un coût environnemental planétaire et collectif lié à leur cumul dans certains pays. Il s'agit ici de ne pas oublier ce type d'impact, s'il s'avère contribuer à l'effet de serre, qui devrait quand même infléchir les grandes lignes de la politique publique, et ne pas inciter à multiplier le nombre de retenues pour un bénéfice à court terme sans être conscient de ce niveau global d'impacts. Pour plus de transparence et pour prendre des décisions politiques, les bilans du carbone liés aux réservoirs devraient être établis pour chaque pays.

V.4.5 Effets cumulés des retenues sur la qualité physico-chimique des cours d'eau : Approches conceptuelles

V.4.5.a- Etude des effets cumulés des zones humides

L'enjeu dans les publications analysées est d'évaluer les effets cumulés de la destruction ou de la dégradation de zones humides dans un bassin versant. Les zones humides comme les retenues sont des compartiments de stockage des éléments adsorbés aux particules et des réacteurs de transformation des éléments dissous, avec passage possible du particulaire au dissous. Comme pour les retenues, les flux sortants des zones humides sont fonction des flux entrants, et de la capacité de stockage ou de transformation des différents polluants (loading capacity pour (Preston et Bedford, 1988), qui dépend entre autres du temps de résidence. On verra ainsi que la grande majorité des conclusions écrites au sujet des zones humides peuvent s'appliquer aussi aux retenues.

(Johnston, Detenbeck *et al.*, 1990), comme (Whigham, Chitterling *et al.*, 1988), observent qu'il n'y a pas de relation linéaire entre l'abondance des zones humides et leur effet cumulé. Certains effets locaux ne se retrouvent pas à l'aval du paysage, ou s'atténuent en fonction de la distance. De plus la somme des effets de chaque zone humide ne fournit pas toujours une estimation des effets cumulés, à cause des interactions entre les zones humides. D'où l'importance pour (Preston et Bedford, 1988) de **définir les échelles spatiales, mais aussi temporelles, du système** à étudier, qui dépendent de la fonction assignée aux zones humides, c'est-à-dire de leur effet sur telle ou telle variable ou groupe de variables. Pour la qualité physico-chimique de l'eau, les interactions entre zones humides comme entre retenues passent essentiellement par des échanges d'eau (séquence hydrologique) et le bassin versant est l'unité appropriée pour identifier ces interactions et les intégrer pour le cumul. Plusieurs échelles spatiales peuvent être pertinentes (bassins versants de différents ordres, région, continent) (Figure 29). L'échelle temporelle doit prendre en compte la variabilité saisonnière et interannuelle, mais aussi événementielle, et parfois le long terme. Mais il faut estimer la pertinence de l'échelle de temps considérée, en termes d'impact recherché : effet moyen sur une certaine durée, pics lors des événements exceptionnels, etc.

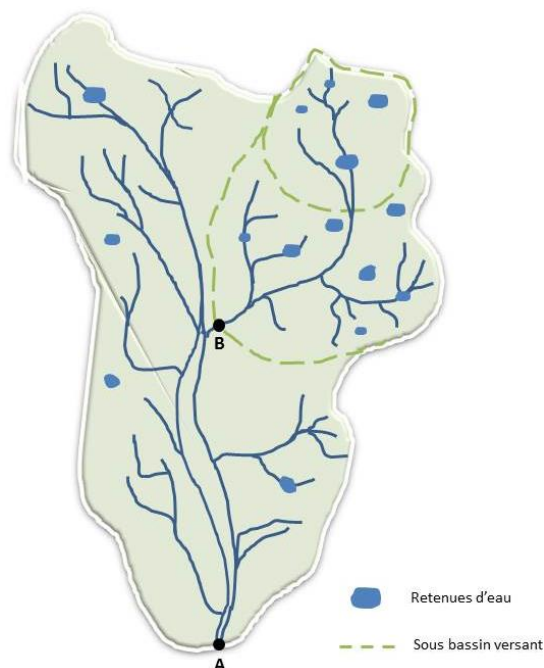


Figure 29 : Bassin versant virtuel montrant les différents sous bassins et leurs exutoires A, B, C où il serait possible d'évaluer les effets cumulés des zones humides sur le stockage des crues. On peut noter que les effets cumulés vont dépendre du point où est réalisée l'évaluation. D'après (Preston et Bedford, 1988).

La position des zones humides dans le paysage est, pour plusieurs auteurs, déterminante pour l'évaluation des effets cumulés, à côté bien sûr des caractéristiques propres de chaque zone humide. Pour (Whigham *et al.*, 1988) cette position dans le paysage joue selon deux principes : (i) la quantité de nutriments transformés dans les zones humides est positivement reliée au flux total qui transite par celles-ci ; (ii) le maximum de contact a lieu dans les zones humides ripariennes associées à des petits cours d'eau. Ces auteurs différencient ainsi les zones humides ripariennes de ruisseaux d'ordre 1, et les zones humides situées plus en aval, avec des hypothèses de fonctionnement différentes sur l'efficacité de la transformation de l'azote, la rétention des particules fines, le sens des échanges zone humide – rivière, etc. Mais (Whigham *et al.*, 1988) soulignent le manque de connaissances et de données pour connaître plus précisément ces effets, en particulier sur le long terme.

(Brinson, 1988) propose d'établir une **classification** géomorphologique des zones humides en distinguant (i) les zones humides sur les versants (basin wetlands), installées dans des dépressions à l'amont des paysages et recevant du ruissellement issu de petites aires drainées ; (ii) les zones humides ripariennes (riverine wetlands), à l'interface entre le versant et le cours d'eau ; (iii) les zones humides de bordure (fringe wetlands), de très petite taille et dont l'effet est seulement local. La capacité d'interception des flux et de modification de leur composition chimique sont très différentes entre ces trois types de zone humide.

(Johnston *et al.*, 1990) décrivent un certain nombre de **métriques paysagères** sur une quinzaine de bassins versants, intégrant des zones humides, et établissent des **statistiques** entre ces métriques et des suivis de qualité de l'eau aux exutoires. Chaque bassin versant est caractérisé par un indice représentant la position moyenne des zones humides en fonction de l'ordre des cours d'eau associés et donc de leur distance à l'exutoire, ainsi que par deux indices illustrant la forme du bassin versant, plus ou moins allongé ou compact. Lorsque ces indices sont mis en relation avec la qualité de l'eau, il faut aussi tenir compte des autres occupations du sol sur le bassin versant. Certaines variables chimiques sont plutôt expliquées par la proximité des zones humides à l'exutoire, d'autres par la surface totale des zones humides. Certaines sont mieux expliquées si on les pondère par le temps, d'autres si on les pondère par le débit.

Les effets cumulés peuvent être évalués par **modélisation**, selon (Preston et Bedford, 1988). De nombreux modèles existent, mais leur efficacité de prédiction est discutable, à cause de la grande variabilité du fonctionnement des zones humides. On peut appliquer soit une approche bottom-up soit une approche top-down. Dans l'approche bottom-up, les modèles intègrent pour chaque zone humide sa place dans la séquence hydrologique, son type, sa taille, sa capacité de stockage ou transformation, et sont différents pour chaque polluant. Dans l'approche top-down, les modèles sont conceptuels et développent une évaluation qualitative tout en identifiant les perspectives de recherche pour construire les hypothèses majeures et connaître le besoin de données. Le développement de méthodes d'évaluation quantitatives (modèles du bilan du polluant à l'échelle du système hydrologique) nécessiterait d'améliorer la compréhension des facteurs qui contrôlent tous les processus dans les zones humides et qui permettent ainsi de prendre en compte les différences de fonctionnement entre les zones humides. A cause des limites de nos connaissances, ces modèles utilisent des hypothèses simplifiées qui peuvent diminuer la crédibilité de tels modèles. Une approche qualitative synoptique (graphique) est vraisemblablement la plus facile et efficace à court terme.

Pour (Brinson, 1988) on dispose de nombreuses études fournissant des connaissances locales et fragmentées mais il n'existe pas de projet de recherche planifiée et coordonnée directement à l'échelle du cumul.

V.4.5.b- Effets cumulés de lacs naturels

Les lacs naturels, qui abondent dans certaines régions, ont souvent donné lieu à des publications théoriques en écologie du paysage. Les lacs naturels sont a priori assez proches des retenues artificielles traitées dans l'expertise et les processus biogéochimiques qui s'y déroulent sont similaires. Mais quelques différences importantes sont pointées par (Bergkamp, McCartney *et al.*, 2000) justifiant quelques précautions à prendre avant de transposer tels quels les effets cumulés observés : 1) la construction d'une retenue s'accompagne d'une submersion et d'une destruction de milieux terrestres qui peuvent avoir un rôle sur la qualité de l'eau ; (2) les réservoirs artificiels présentent de plus fortes fluctuations du niveau d'eau ; (3) la sortie de la retenue peut être située plus en profondeur dans la colonne d'eau ce qui peut entraîner un relargage d'eau avec des caractéristiques d'eaux profondes et de sédiments à l'aval.

(Kratz *et al.*, 1997) démontrent l'importance de la position des lacs dans le paysage à partir de recherches menées dans le Nord du Wisconsin (USA). Un important facteur de contrôle sur certains paramètres de qualité de l'eau (ici calcium et magnésium, silice, COD) est la « **position hydrologique** » des lacs qui détermine leur alimentation par la nappe ou par des eaux de surface. Cette position hydrologique s'apparente plus ou moins à une position en amont ou en aval du bassin versant. Plus le lac est situé en aval plus son alimentation est assurée par la nappe. Outre une influence sur la qualité de l'eau, cette position amont/aval explique pour (Kratz *et al.*, 1997) la réponse de la chimie de l'eau aux conditions de sécheresse.

(Webster, Soranno *et al.*, 2000) s'intéressent de façon originale aux patrons spatiaux de la réponse des lacs à la sécheresse, en termes de qualité de l'eau. Ils distinguent trois cas de figures (Figure 30), seul le deuxième cas démontre ici l'importance de la position des lacs dans le paysage :

- 1) Si le patron spatial est uniforme et synchrone pour tous les lacs, cela suggère un contrôle large géomorphologique.
- 2) Si le patron spatial est variable mais structuré dans l'espace avec un synchronisme relié à la position du lac dans le paysage, cela suggère un contrôle hydrologique.
- 3) Si le patron spatial n'est ni structuré dans l'espace ni dans le temps, cela suggère un contrôle par des facteurs internes aux lacs.

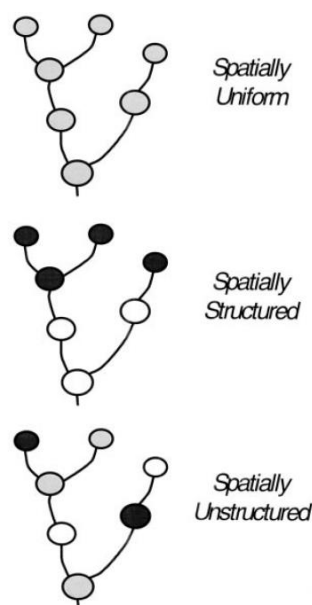


Figure 30 : Patrons spatiaux dans la réponse de lacs voisins à la sécheresse ; les lignes solides indiquent les connexions hydrologiques, soit par l'eau de surface soit par la nappe. Les lacs avec les mêmes symboles ont la même dynamique. D'après (Webster *et al.*, 2000).

(Martin et Soranno, 2006) décrivent la position de lacs dans le paysage par différents index qui sont en fait des variables semi-qualitatives (Figure 31). Un index d'hydrologie LH rend compte de l'alimentation hydrologique du lac, de son fonctionnement hydrologique (lac fermé/ouvert) et de sa place le long d'un gradient hydrologique amont-aval. L'index LO hiérarchise l'ordre du cours d'eau sur lequel est localisé le lac, et peut prendre différentes valeurs négatives selon que le lac est déconnecté du réseau ou connecté à une zone humide. L'index LNN mesure la position du lac par rapport aux autres lacs auxquels il est connecté. L'index LNC est censé exprimer la complexité des connexions aux autres lacs en distinguant les lacs situés sur la même chaîne de ceux alimentés par des branches différentes.

Pour 71 lacs du Nord Michigan les auteurs renseignent ces quatre index qu'ils mettent en relation avec les différents paramètres de qualité de l'eau ainsi qu'à des caractéristiques d'occupation des sols et de géologie. Tous les index, et en particulier LO et LH, semblent reliés à certains paramètres de qualité de l'eau. Mais ces index sont aussi reliés à d'autres déterminants paysagers, tels que la proportion de zones humides ou la morphologie des lacs. Il est donc difficile de distinguer quels déterminants jouent réellement un rôle sur la qualité de l'eau.

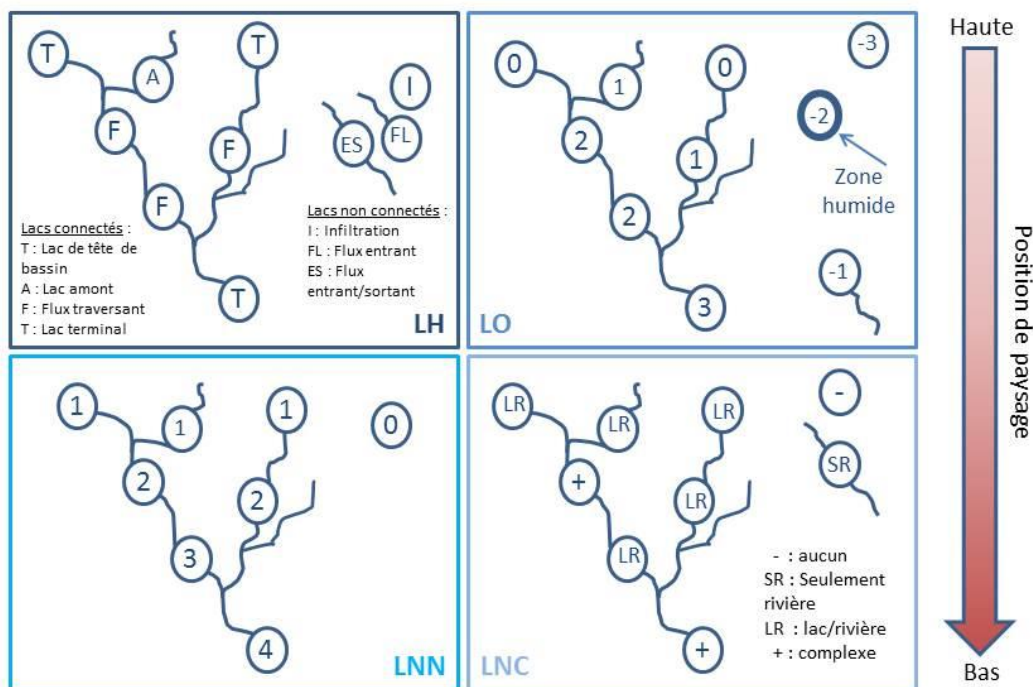


Figure 31 : Description de métriques de position des lacs : hydrologie du lac (LH), ordre du lac (LO), numéro dans le réseau de lacs (LNN), complexité du réseau de lacs (LNC). Les catégories non intégrées dans l'étude sont indiquées avec un astérisque. D'après (Martin et Soranno, 2006).

(Jones, 2010) considère que l'influence que peut avoir un lac sur le cours d'eau dépend de la taille du cours d'eau, de la taille et de la forme du lac, et de la position du tributaire (cours d'eau alimentant le lac) et de l'émissaire (cours d'eau alimenté par le lac). Il existe dans plusieurs régions une succession de lacs et de tronçons de rivières en alternance dans un réseau hydrographique et on sait peu de choses sur l'effet de ces lacs multiples, sur l'influence de la forme et de l'organisation du réseau de lacs et de rivières. Les deux types de milieux lentiques et lotiques ne sont en effet pas étudiés par les mêmes spécialistes. (Jones, 2010) attend beaucoup des systèmes d'information géographique et des analyses de réseaux pour synthétiser les caractéristiques du paysage aquatique et créer une science prédictive des réseaux aquatiques.

Comme pour les retenues et comme pour les zones humides, l'effet cumulé des lacs doit être étudié en croisant l'échelle locale (chaque lac) et l'échelle du système global (le bassin versant). (Jones, 2010) présente son article en plusieurs étapes qui représentent bien les étapes de connaissances à recueillir et de questions à

se poser pour définir les effets cumulés des lacs. Il décrit d'abord les effets locaux et individuels d'un lac sur la rivière, en explorant l'influence de la position du lac dans le bassin versant, qui selon lui a une importance primordiale. Puis il décrit comment les caractéristiques du lac (taille, forme) et sa relation au cours d'eau (taille du cours d'eau, position des entrées et sorties) peuvent modifier ces effets locaux. Il passe ensuite à l'échelle plus large du réseau de lacs et de rivières pour intégrer les interactions entre les lacs dans des cas contrastés de formes du réseau. Enfin, il en présente les conséquences sur les communautés de poissons.

(Jones, 2010) présente ainsi un certain nombre de schémas, montrant les effets hypothétiques des lacs sur la rivière. Partant du River Continuum Concept (RCC, (Vannote *et al.*, 1980)) qui considère que la dimension longitudinale de la rivière est associée à différents gradients physiques et d'ajustements biotiques, (Jones, 2010) s'appuie sur le SDC Serial Discontinuity Concept (Ward et Stanford, 1995b) qui introduit les barrages comme des discontinuités modifiant les paramètres et processus abiotiques et biotiques le long de ces gradients depuis l'amont vers l'aval. Selon Jones cette modification est fonction de la position des lacs ou des barrages dans le bassin versant, partitionnée en trois situations contrastées : l'amont, le milieu ou l'aval de la rivière (Figure 32). L'ordre du cours d'eau intervient différemment selon le contexte climatique (Figure 33). La Figure 34 illustre différents cas de figures pour lesquels le temps de résidence de l'eau dans le lac ou la proportion d'eau de rivière qui y transite varient (relation spatiale expliquant la relation hydrologique entre le lac et la rivière).

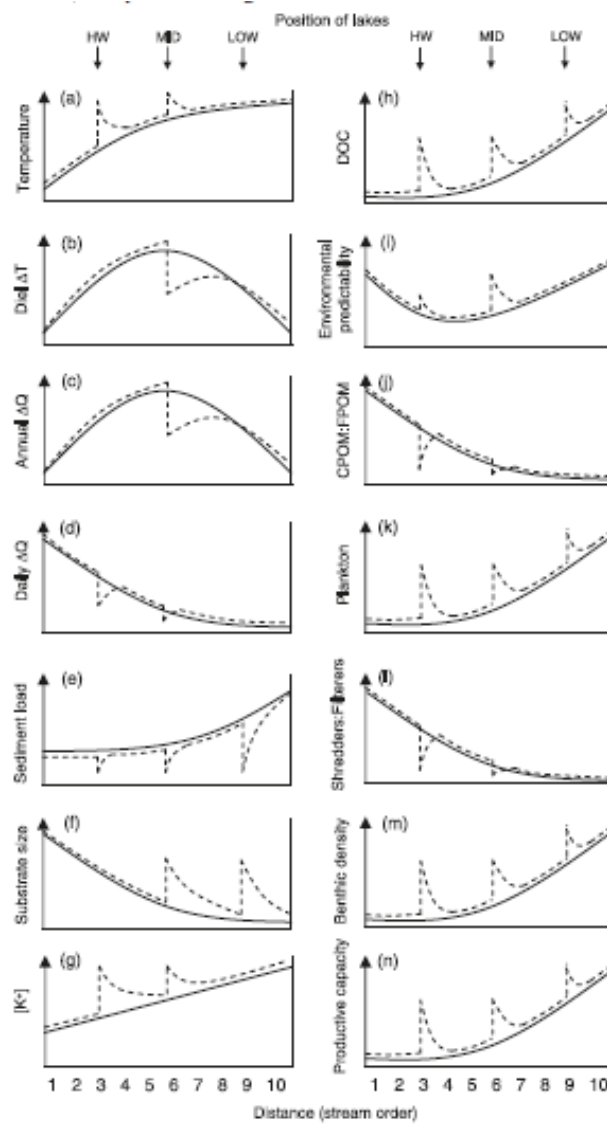


Figure 32 : Evolution relative de variables physico-chimiques (température, variabilité journalière de la température, variabilité annuelle du débit, variabilité journalière du débit, charge en MES, granulométrie du substrat, teneur en potassium, teneur en COD...) en fonction de l'ordre du cours d'eau (évolution amont-aval) dans des cours d'eau sans lac : trait continu. Le trait discontinu représente l'effet des barrages en fonction de leur position dans le réseau hydrographique : HW dans un bassin amont forestier, MID sur un tronçon intermédiaire, LOW dans une grande rivière à l'aval. D'après (Jones, 2010).

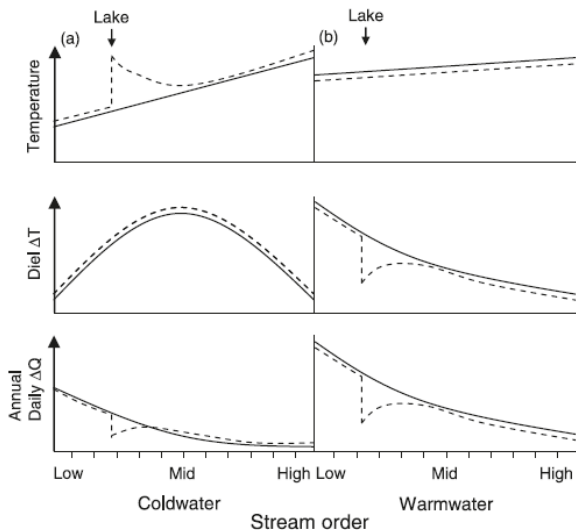


Figure 33 : Effets des lacs sur trois paramètres dépendant du contexte : température de la rivière, écart de température jour-nuit (ΔT), variabilité annuelle et journalière du débit (ΔQ), dans (a) une rivière de climat froid vs (b) une rivière de climat chaud (modifié à partir de Ward & Stanford, 1983). La position du lac est indiquée par une flèche. Sur cette figure le trait continu représente l'évolution amont-aval des différentes variables sur une rivière sans lac, le trait discontinu représente l'effet du lac sur la rivière. D'après (Jones, 2010).

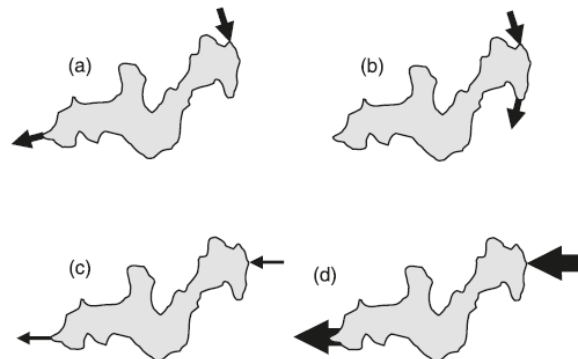


Figure 34 : Effets de la configuration des flux entrants et sortants dans un lac sur cours d'eau. Les flèches indiquent la direction et l'intensité des écoulements dans la rivière. L'effet du lac sera plus important dans les cas (a) et (c). D'après (Jones, 2010).

Après avoir décrit comment différents critères spatiaux influençaient l'effet d'un lac sur la rivière en aval, (Jones, 2010) souligne qu'à l'échelle d'un bassin versant le premier facteur de discontinuités est la ramification du réseau hydrographique, avec des variations souvent brutales et importantes à chaque confluence. Alors que précédemment on s'intéressait à une dimension unique longitudinale de la rivière, dont le gradient à peu près continu était interrompu par la présence d'un lac, les choses se compliquent en présence de lacs multiples à l'échelle d'un bassin versant. La forme du bassin versant et, partant, la forme et la hiérarchie du réseau hydrographique peuvent avoir une influence. Même si un lac a un effet important sur une rivière, l'arrivée en aval d'un affluent à fort débit peut annuler cet effet (Figure 35a), alors qu'un faible effet d'un lac situé près de l'exutoire du bassin étudié prendra une importance démesurée (Figure 35b). Clairement les effets de multiples lacs avec des cas de figures plus complexes mais plus réalistes sont difficiles à évaluer (Figure 35d) et Jones 2010 pose de nombreuses questions non encore résolues : Quelle est la variabilité spatiale et temporelle de l'effet d'un lac et jusqu'à quelle distance à l'aval son effet est observé ? Comment cet effet varie selon la position dans le paysage ? Et selon le temps de résidence, la position, la morphologie, la taille du lac, etc ?

De fait l'article de (Jones, 2010), présenté comme un article de Perspective, fournit des schémas théoriques intéressants, mais qui s'appliquent à un petit nombre de variables physico-chimiques (la température surtout), et ne sont pas très précis dans leurs informations. De même, il présente (Tableau 10) certains indicateurs et variables qui doivent être mesurés aux deux échelles : pour le lac, sa taille, le temps de résidence... ; pour le bassin versant, le pourcentage de surface des lacs dans le bassin versant, la position des lacs dans le bassin versant, le pourcentage de rivières traversant des lacs... Mais on peut noter que si ce tableau présente des indicateurs ou facteurs censés être influents, quoique déjà assez vagues, l'article ne donne pas de connaissances précises pour estimer leur influence. De plus plusieurs métriques semblent plus adaptées à des lacs qu'à des retenues.

Tableau 10 : mesures et descripteurs potentiels des réseaux lacs-cours d'eau, incluant des métriques résumant les conditions du BV entier, ainsi que le potentiel d'un lac à altérer les caractéristiques du cours d'eau aval. D'après (Jones, 2010).

Mesure	Mesures spécifiques	Objectifs
Métriques d'influence du lac à l'échelle du bassin versant	Pourcentage du bassin couvert par des lacs	Un fort pourcentage (de l'ordre de >10%) du bassin couvert pourrait indiquer une forte influence des lacs sur le système. Néanmoins leur distribution pourrait être réduite à un grand lac en tête de BV
	Position des lacs dans le BV	Surface ou volume de lacs en tête, milieu ou bas de bassin versant
	Pourcentage de la longueur de rivière s'écoulant à travers des lacs, ou pourcentage d'écoulant comme rivière	Une mesure de l'effet global des lacs
	Distribution des tailles de lacs dans le réseau	De nombreux petits lacs ont moins de potentiels à altérer les cours d'eau
	Score cumulé des effets des lacs pour le BV	Une mesure de l'influence des lacs sur les cours d'eau dans le réseau
Potentiel d'un lac à altérer les caractéristiques du cours d'eau à l'aval	Surface ou volume de lac par rapport à la taille (largeur ou débit) du cours d'eau entrant ou sortant	Les attributs d'un petit cours d'eau peuvent être significativement altérés quand il s'écoule dans un grand lac à faible taux d'écoulement. Au contraire, une grande rivière s'écoulant dans un petit lac avec un fort taux de renouvellement gardera l'essentiel de ses caractéristiques
	Temps de résidence	Temps moyen que l'eau passera dans un lac donné
	Tailles (ou importances) des cours d'eau entrant	La largeur du chenal ou le débit du cours d'eau des rives fournit une indication de l'importance du cours d'eau
	Ordre maximal des cours d'eau entrant dans un lac	Fournit une indication de l'importance du cours d'eau
	Distance d'écoulement entre l'entrée et l'exutoire d'un lac	Un lac avec des entrées et exutoires à des extrémités opposées altèrera les attributs du cours d'eau sortant à un degré plus importants que si entrées et exutoires sont proche et peuvent court-circuiter les effets du lac
	Angle de l'entrée par rapport à l'exutoire	Angle entre le tributaire et le cours d'eau sortant dans le lac
	Nombre de cours d'eau entrant dans un lac	Un grand nombre de cours d'eau entrant dans un lac peut indiquer un faible temps de résidence
	Forme du bassin	Ratio entre la surface du bassin et le carré de sa longueur
	Distance à l'aval d'un lac	La distance à l'aval du lac déterminera l'amplitude de l'effet du lac à un point d'observation aval. Les coefficients et la forme fonctionnelle de l'atténuation des effets des lacs à l'aval sont largement méconnus

Enfin, (Kling *et al.*, 2000) s'intéressent à un site arctique intégrant une dizaine de lacs connectés entre eux par des tronçons de rivière (Figure 35). L'intérêt de cet article est de poser la question de la cohérence temporelle entre les données recueillies sur les différents tronçons ou lacs si on veut les comparer entre elles et suivre une éventuelle évolution amont-aval. En utilisant un jeu important de données obtenues par différentes campagnes, (Kling *et al.*, 2000) montrent que cette cohérence temporelle (ou corrélation des réponses ou synchronisation) est faible pour certaines variables (P particulaire) et forte pour d'autres (Mg). La cohérence temporelle entre deux lacs dépend de la proximité des lacs pour la qualité globale de l'eau (toutes les variables considérées ensemble) ou pour plusieurs variables prises séparément, et secondairement dépend du ratio surface du bassin versant sur surface du lac et du temps de résidence.

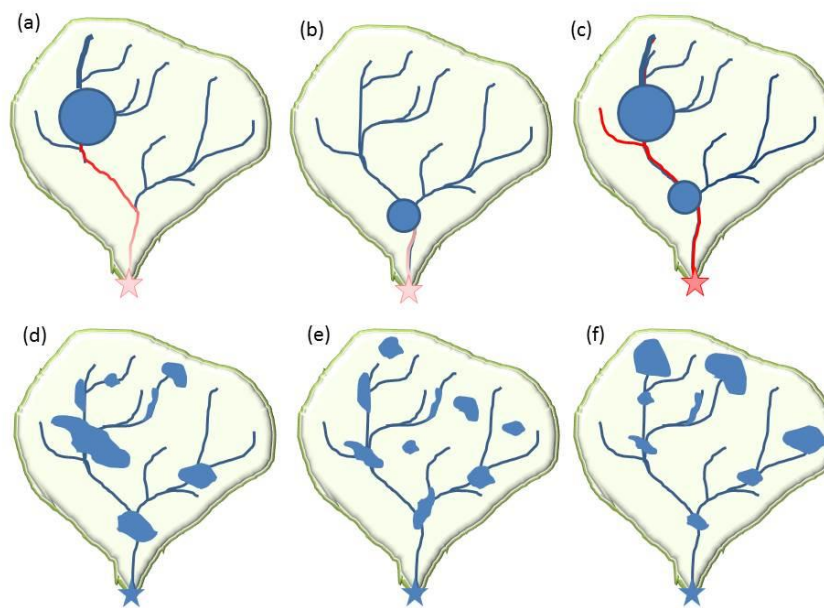


Figure 35: Répartition théorique de plusieurs lacs sur le réseau hydrographique : (a) un lac important en tête de bassin peut altérer significativement les caractéristiques du cours d'eau. À l'aval un affluent sans lac pourra diluer cet effet. (b) un petit lac pourra avoir assez peu d'influence sur les caractéristiques du cours d'eau à l'aval du réseau, (c) la combinaison de deux lacs dans le réseau influence les caractéristiques écologiques des mêmes affluents, (d) Lacs de positions et tailles plus réalistes : leurs influences individuelles et combinées sont complexes et pas aisément résumées. D'après (Kling *et al.*, 2000).

V.4.5.c- Effets cumulés de retenues

Nous n'avons trouvé aucune publication scientifique qui traiterait de l'effet cumulé des retenues sur la qualité physico-chimique globale de l'eau. Seul le rapport de Bergkamp, 2000 aborde cette question pour des grands barrages en série sur un cours d'eau. Pour Bergkamp, 2000 la taille du réservoir, sa position dans le réseau hydrographique, son altitude dans le bassin versant, le temps de résidence de l'eau, les origines de l'eau influencent l'évolution de la qualité physico-chimique de l'eau, et cette influence varie selon la variable physico-chimique considérée. Mais l'importance de cette évolution dépend aussi de la gestion de la retenue ou du barrage, facteur de contrôle qui n'intervenait pas pour les zones humides ou les lacs naturels. Comme (Jones, 2010) pour les lacs, Bergkamp, 2000 s'intéresse à l'évolution longitudinale de la qualité de l'eau dans la rivière et définit deux indicateurs (Figure 36) : la distance pour laquelle l'effet du barrage est observée (DD Discontinuity Distance), l'intensité de la perturbation liée à la présence du barrage (PI). Dans la Figure 36b, les barrages sont suffisamment proches les uns des autres pour qu'un effet cumulé soit visible, effet supérieur (PI

plus important) au cas où les barrages sont distants les uns des autres permettant un retour à l'état initial. Ce schéma théorique ne précise pas à quelle variable de qualité de l'eau (physique, chimique, biologique) il s'applique. Les évolutions simulées devraient en effet être différentes selon les différentes variables.

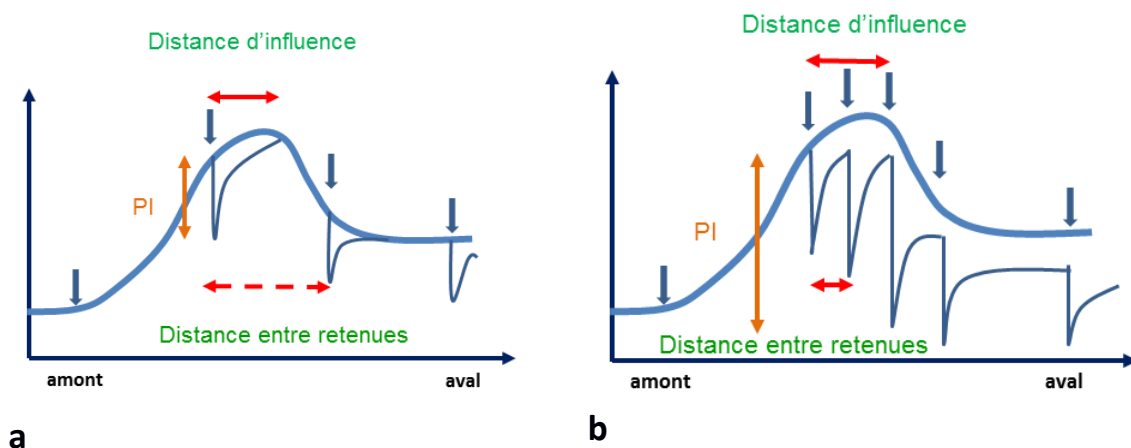


Figure 36 : Impact de plans d'eau sur le comportement aval théorique d'une variable, a) sans impacts cumulés, b) avec des impacts cumulés. D'après (Bergkamp, 2000).

V.4.6 Conclusion sur l'effet cumulé des retenues sur les variables physico-chimiques

On retiendra des rares études sur l'effet cumulé des retenues, et de la bibliographie plutôt conceptuelle, concernant les zones humides, les lacs ou les grands barrages, certaines conclusions pouvant être pertinentes dans le cadre de l'expertise :

Importance du choix de l'échelle spatiale (et temporelle) à considérer pour le cumul

L'effet cumulé des retenues doit être étudié en croisant l'échelle locale (chacune des retenues) et l'échelle du système plus large (le bassin versant). Il est lié à la fois (1) au fonctionnement des différentes retenues avec leurs facteurs de contrôle internes, d'où l'importance des connaissances acquises à l'échelle d'une retenue, et (2) à leurs échanges avec l'environnement dont l'importance et la nature impliquent des facteurs de contrôle externes aux retenues. Cette échelle spatiale large du cumul est importante mais délicate à définir, comme d'ailleurs l'échelle temporelle. Elles dépendent d'hypothèses a priori sur le type d'impact à considérer, sur la ou les variables physico-chimiques d'intérêt, sur le lieu où cet impact doit être évalué. Typiquement pour les GES c'est l'échelle planétaire qui est choisie, et l'échelle de temps pertinente est l'intégration du phénomène sur l'année voire la décennie. Pour d'autres variables les effets ne seront pas les mêmes si on s'intéresse aux petits bassins versants amont ou aux grands bassins aval, et l'échelle de temps à considérer doit prendre en compte les variations hydrologiques (événement ou saison).

Importance des connexions hydrologiques entre les retenues

Comme pour les zones humides, il ne devrait pas y avoir de relation linéaire entre l'abondance des retenues (cumul des surfaces ou des volumes) et leur effet cumulé sur la plupart des variables physico-chimiques. Autrement dit, la somme des effets de chaque retenue ne fournit pas toujours une estimation des effets cumulés. Deux raisons peuvent être invoquées :

- Certains effets locaux ne se retrouvent pas à l'aval du paysage, ou s'atténuent en fonction de la distance. C'est le cas des effets sur la température ou l'oxygène dissous.
- Le plus souvent le fonctionnement de chaque retenue vis-à-vis des variables physico-chimiques dépendent des caractéristiques des flux entrants. C'est le cas de la dénitrification qui dépend de la charge en nitrate dans l'eau d'alimentation. Or ces flux entrants peuvent être déjà influencés par le passage dans d'autres retenues.

Les interactions entre les retenues passent essentiellement par des échanges d'eau. Il semble donc essentiel d'identifier comment les retenues s'insèrent dans le système de chemins hydrologiques dans le bassin versant où le cumul est considéré. Cette insertion est fonction du mode d'alimentation des retenues (cf typologie) et de leur place dans le bassin versant en relation avec le fonctionnement hydrologique de celui-ci.

Dès lors que les retenues sont situées sur le même chemin hydrologique (cas le plus courant : les retenues en série sur un cours d'eau), un effet distance peut intervenir (retour aux caractéristiques initiales avant retenues par passage aux conditions lotiques ou par effet de « dilution » des flux sortants dans le cours d'eau).

Dans un certain nombre de cas (alimentation par la nappe, absence de restitution en aval au cours d'eau, distance importante entre retenues sur le réseau hydrographique, etc.) il n'y a pas d'interactions directes entre les retenues. Dans ce cas, soit les effets cumulés pour l'ensemble du bassin versant sont la somme des effets individuels (émission des GES, rétention de C, N, P, etc.), soit les effets individuels restent cantonnés à chaque retenue et n'ont qu'un impact localisé (réchauffement estival, désoxygénation, eutrophisation, etc.).

Importance de la position dans le paysage des différentes retenues

La position des retenues dans le paysage ressort dans la bibliographie des effets cumulés comme un facteur important. Elle était déjà mise en avant comme un facteur de variabilité d'effet à l'échelle d'une retenue, sans pour autant être très précisément étudiée ; pour mémoire rappelons qu'il existe de nombreux autres facteurs de cette variabilité, en particulier les facteurs de contrôle « internes » jouant sur la capacité de stockage et de transformation de la retenue, c'est-à-dire ses caractéristiques morphologiques, sa taille, sa forme, sa gestion, la position des prises d'eau en entrée et sortie, etc. Lorsqu'on s'intéresse au cumul, la position des retenues dans le paysage participe aussi à la question des interactions entre retenues évoquées ci-dessus.

A l'exemple des nombreuses publications conceptuelles sur les zones humides et les lacs, il pourrait être intéressant d'établir un certain nombre de métriques paysagères ou une typologie des retenues en termes de position à l'amont ou à l'aval du bassin versant, en fonction de leur relation au cours d'eau. Mais pour cela il faudrait connaître plus précisément les effets de cette typologie : y a-t-il des grandes tendances, associées à cette position, sur les flux entrants en fonction de l'hydrologie du bassin versant drainé, de l'occupation du sol, de l'alimentation de la retenue, sur sa capacité de stockage et de transformation ? L'idée est de définir des indicateurs plus larges que la seule description des connexions hydrologiques. Des études pourraient être menées reliant statistiquement ces métriques de la position des retenues dans différents bassins versants et la qualité de l'eau aux exutoires.

Méthodes d'évaluation de l'effet cumulé

Etant donné les nombreux processus à l'œuvre et la multiplicité de leurs facteurs de variation, les effets cumulés ne peuvent a priori être évalués que par **modélisation**. Des modèles spatialisés pourraient être développés en intégrant pour chaque retenue sa place dans la séquence hydrologique, son type, sa taille, sa capacité de stockage ou transformation. La représentation de l'influence des retenues doit être en cohérence avec les données disponibles, mais aussi avec le modèle hydrologique sous-jacent : un modèle hydrologique global ne permettra de représenter que l'effet d'une retenue équivalente unique, un modèle spatialement explicite permettra de représenter une retenue par maille (qui, dans certaines applications analysées, atteignent malgré tout 50 km²). Un modèle semi-distribué, comme SWAT, permet de représenter différentes retenues sur un sous bassin, qui constitue sa maille de base, en les répartissant sur des sous-unités

hydrologiques homogènes, mais, celles-ci n'étant pas hydrologiquement connectées entre elles, les interactions entre retenues sur un même sous bassin versant ne peuvent être représentées. Le choix du modèle à appliquer sur un bassin versant pour évaluer l'effet cumulé des retenues sur les variables physico-chimiques doit donc être pertinent au vu de l'analyse que l'on a des interactions entre les retenues.

Actuellement l'efficacité de prédiction de tels modèles est a priori discutable, à cause de la grande variabilité du fonctionnement des retenues et des limites des connaissances sur le rôle des nombreux déterminants. Une approche qualitative, basée sur quelques cas types contrastés de bassins versants intégrant des retenues, pourrait déjà permettre d'identifier les perspectives de recherche pour construire les hypothèses majeures et connaître le besoin de connaissances et de données. Force est de reconnaître qu'il n'existe pas de projet de recherche dédié spécifiquement à la question de l'effet cumulé des retenues sur la qualité physico-chimique de l'eau.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abe, D. S., T. Matsumura-Tundisi, O. Rocha et J. G. Tundisi (2003). "Denitrification and bacterial community structure in the cascade of six reservoirs on a tropical river in Brazil." *Hydrobiologia* 504(1-3): 67-76.
- Adams, C. (2015). "Variability of phosphorus speciation in a hot spot for biogeochemical processes." Rapport INRA - Thonon.
- Adhikari, S., R. Lal et B. C. Sahu (2012). "Carbon sequestration in the bottom sediments of aquaculture ponds of Orissa, India." *Ecological Engineering* 47: 198-202.
- Adhikari, S., R. Lal et H. P. Wang (2014). "Carbon sequestration in the soils of aquaculture ponds, crop land, and forest land in southern Ohio, USA." *Environmental Monitoring and Assessment* 186(3): 1569-1574.
- Allinson, G., P. Zhang, A. Bui, M. Allinson, G. Rose, S. Marshall et V. Pettigrove (2015). "Pesticide and trace metal occurrence and aquatic benchmark exceedances in surface waters and sediments of urban wetlands and retention ponds in Melbourne, Australia." *Environmental Science and Pollution Research* 22(13): 10214-10226.
- Alonso, E., P. Villar, A. Santos et I. Aparicio (2006). "Fractionation of heavy metals in sludge from anaerobic wastewater stabilization ponds in southern Spain." *Waste Management* 26(11): 1270-1276.
- Arp, C. D. et M. A. Baker (2007). "Discontinuities in stream nutrient uptake below lakes in mountain drainage networks." *Limnology and Oceanography* 52(5): 1978-1990.
- Barbe, J., E. Lavergne, G. Rofes et D. Benedittis (1990). "Diagnose rapide des plans d'eau." *Informations Techniques du Cemagref*.
- Barra, R., M. Cisternas, R. Urrutia, K. Pozo, P. Pacheco, O. Parra et S. Focardi (2001). "First report on chlorinated pesticide deposition in a sediment core from a small lake in central Chile." *Chemosphere* 45(6-7): 749-757.
- Barroin, G. (1992). "Dégradation et réhabilitation des eaux de surface chargées en phosphates." *Dossiers de l'Environnement de l'INRA (France)*. no. 4.
- Barroin, G. (2003). "Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques." *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* 48(48): 13-25.
- Bartoszek, L. et J. A. Tomaszek (2007). "Phosphorus distribution in the bottom, sediments, of the Solina-Myczkowce reservoirs." *Environment Protection Engineering* 33(2): 25-33.
- Bartoszek, L. et J. A. Tomaszek (2008). "Relationships between phosphorus distribution and major components in the bottom sediments of the Solina-Myczkowce reservoirs." *Archives of Environmental Protection* 34: 151-161.
- Bartoszek, L., J. A. Tomaszek et M. Sutyła (2009). "Vertical phosphorus distribution in the bottom sediments of the Solina-Myczkowce reservoirs." *Environment Protection Engineering* 35(4): 21-29.
- Battaglin, W. A., E. T. Furlong, M. R. Burkhardt et C. J. Peter (2000). "Occurrence of sulfonylurea, sulfonamide, imidazolinone, and other herbicides in rivers, reservoirs and ground water in the Midwestern United States, 1998." *Science of the Total Environment* 248(2-3): 123-133.
- Battaglin, W. A. et D. A. Goolsby (1998). "Regression models of herbicide concentrations in outflow from reservoirs in the midwestern USA, 1992-1993." *Journal of the American Water Resources Association* 34(6): 1369-1390.

- Bedford, B. L. et E. M. Preston (1988). "Developing the scientific basis for assessing cumulative effects of wetland loss and degradation on landscape functions - status, perspectives, and prospects." *Environmental Management* 12(5): 751-771.
- Bergkamp, G., M. McCartney, P. Dugan et J. McNeely (2000). *Dams , Ecosystem Functions and Environmental Restoration*: 200-200.
- Biswas, J. K., S. Rana, J. N. Bhakta et B. B. Jana (2009). "Bioturbation potential of chironomid larvae for the sediment-water phosphorus exchange in simulated pond systems of varied nutrient enrichment." *Ecological Engineering* 35(10): 1444-1453.
- Bizer A. (2000) 'Die soziale Dimension der Nachhaltigkeit', *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, 13, pp. 469-82.
- Boehrer, B. et M. Schultze (2008). "Stratification of lakes." *Reviews of Geophysics* 46(2).
- Bosch, N. S. (2008). "The influence of impoundments on riverine nutrient transport: An evaluation using the Soil and Water Assessment Tool." *Journal of Hydrology* 355(1-4): 131-147.
- Bosch, N. S. et J. D. Allan (2008). "The influence of impoundments on nutrient budgets in two catchments of Southeastern Michigan." *Biogeochemistry* 87(3): 325-338.
- Boyd, C. E., C. W. Wood, P. L. Chaney et J. F. Queiroz (2010). "Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions." *Environmental Pollution* 158(8): 2537-2540.
- Boyle, T. P. (1980). "Effects of the aquatic herbicide 2,4-d dma on the ecology of experimental ponds." *Environmental Pollution Series a-Ecological and Biological* 21(1): 35-49.
- Brinson, M. M. (1988). "Strategies for assessing the cumulative effects of wetland alteration on water quality." *Environmental Management* 12(5): 655-662.
- Camargo, J. A., K. Alonso et M. de la Puente (2005). "Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain." *Water Research* 39(14): 3376-3384.
- Canovas, C. R., M. Olias, F. Macias, E. Torres, E. G. S. Miguel, L. Galvan, C. Ayora et J. M. Nieto (2016). "Water acidification trends in a reservoir of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain)." *Science of the Total Environment* 541: 400-411.
- Carpenter, S. R. (2005). "Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(29): 10002-10005.
- Carpenter, S. R. (2008). "Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(32): 11039-11040.
- Carpenter, S. R. et R. C. Lathrop (2014). "Phosphorus loading, transport and concentrations in a lake chain: a probabilistic model to compare management options." *Aquatic sciences* 76(1): 145-154.
- Chevassus-au-Louis, B., A. Femenias, B. Andral et M. Bouvier (2012). "Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes. Application à la situation de la Bretagne et propositions." *Rapport à Monsieur le Ministre de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, et à Monsieur le Ministre de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire.*
- Cirpka, O., P. Reichert, O. Wanner, S. R. Muller et R. P. Schwarzenbach (1993). "Gas-exchange at river cascades - field experiments and model-calculations." *Environmental Science & Technology* 27(10): 2086-2097.
- Codd, G. A., J. S. Metcalf et K. A. Beattie (1999). "Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria." *Toxicon* 37(8): 1181-1185.

- Cole, J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg et J. Melack (2007). "Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget." *Ecosystems* 10(1): 171-184.
- Cole, B.J. (1983) Multiple mating and the evolution of social behavior in the Hymenoptera. *Behaviour Ecology and Sociobiology* 12:191-201
- Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson et P. R. Newroth, (1993). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Lewis Publishers.
- Cope, W. G., R. B. Bringolf, S. Mosher, J. A. Rice, R. L. Noble et H. C. Edwards (2008). "Controlling nitrogen release from farm ponds with a subsurface outflow device: Implications for improved water quality in receiving streams." *Agricultural Water Management* 95(6): 737-742.
- Dauta, A., Y. Lapaquellerie et N. Maillet (1999). "Role of the dams on the River Lot on two types of pollution: point-sources (cadmium) and non-point sources (phosphorus)." *Hydrobiologia* 410: 325-329.
- Davidson, E. A. et S. Seitzinger (2006). "The enigma of progress in denitrification research." *Ecological Applications* 16(6): 2057-2063.
- DeLorenzo, M. E., B. Thompson, E. Cooper, J. Moore et M. H. Fulton (2012). "A long-term monitoring study of chlorophyll, microbial contaminants, and pesticides in a coastal residential stormwater pond and its adjacent tidal creek." *Environmental Monitoring and Assessment* 184(1): 343-359.
- Devault, D. A., M. Gerino, C. Laplanche, F. Julien, P. Winterton, G. Merlina, F. Delmas, P. Lim, J. M. Sanchez-Perez et E. Pinelli (2009). "Herbicide accumulation and evolution in reservoir sediments." *Science of the Total Environment* 407(8): 2659-2665.
- Devault, D. A., C. Ith, G. Merlina, P. Lim et E. Pinelli (2010). "Study of a vertical profile of pre-emergence herbicide contamination in Middle Garonne sediments." *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 90(3-6): 311-320.
- Dhanakumar, S., G. Solaraj et R. Mohanraj (2015). "Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region, India." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 113: 145-151.
- Dillon, P. J. et W. B. Kirchner (1975). "The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watersheds." *Water Research* 9(2): 135-148.
- Dillon, P. J. et L. A. Molot (1996). "Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes." *Water Research* 30(10): 2273-2280.
- Dorioz, J., J. Pelletier et P. Benoit (1998). "Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Lac Léman (France)." *Water research* 32(2): 275-286.
- Downing, J. A., Y. T. Prairie, J. J. Cole, C. M. Duarte, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, W. H. McDowell, P. Kortelainen, N. F. Caraco, J. M. Melack et J. J. Middelburg (2006). "The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments." *Limnology and Oceanography* 51(5): 2388-2397.
- Downing, J. A., J. J. Cole, J. J. Middelburg, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, Y. T. Prairie et K. A. Laube (2008). "Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century." *Global Biogeochemical Cycles* 22(1).
- Egemose, S., M. J. Sonderup, A. Grudinina, A. S. Hansen et M. R. Flindt (2015). "Heavy metal composition in stormwater and retention in ponds dependent on pond age, design and catchment type." *Environmental Technology* 36(8): 959-969.

- Ellis, L. E. et N. E. Jones (2013). "Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept." *Environmental Reviews* 21(3): 136-148.
- Epstein, D. M., B. T. Neilson, K. J. Goodman, D. K. Stevens et W. A. Wurtsbaugh (2013). "A modeling approach for assessing the effect of multiple alpine lakes in sequence on nutrient transport." *Aquatic Sciences* 75(2): 199-212.
- Farag, A. M., D. F. Woodward, J. N. Goldstein, W. Brumbaugh et J. S. Meyer (1998). "Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34(2): 119-127.
- Farmer, D., I. R. Hill et S. J. Maund (1995). "A comparison of the fate and effects of 2 pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in pond mesocosms." *Ecotoxicology* 4(4): 219-244.
- Faure, J. F. (2016). Etude des sols ennoyés par les barrages. Rôle dans le niveau trophique des plans d'eau, l'accumulation de sédiments lacustres et l'émission des gaz à effets de serre, INRA, Université de Savoie.
- Feuillade, (1985) Le Lac de Nantua : caractérisation et essais de restauration d'un écosystème dégradé : incidences du détournement des eaux usées et d'une oxygénation hypolimnique sur les eaux et la biocénose d'un lac à *Oscillatoria rubescens* D.C. Paris : INRA. Hydrobiologie et aquaculture
- Forbes, M. G., R. D. Doyle, J. T. Scott, J. K. Stanley, H. Huang et B. W. Brooks (2008). "Physical Factors Control Phytoplankton Production and Nitrogen Fixation in Eight Texas Reservoirs." *Ecosystems* 11(7): 1181-1197.
- Forel, F. A. (1901). "The thermal variation of waters." *Comptes Rendus Hebdomadaires Des Seances De L Academie Des Sciences* 132: 1089-1091.
- Gaedke, U., D. Ollinger, E.B. Auerle et D. Straile. (1998). The impact of the interannual variability in hydrodynamic conditions on the plankton development in Lake Constance in spring and summer. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol.* 53: 565–585.
- Gaillard, J., M. Thomas, A. Lazartigues, B. Bonnefille, C. Pallez, X. Dauchy, C. Feidt et D. Banas (2015). "Potential of barrage fish ponds for the mitigation of pesticide pollution in streams." *Environmental Science and Pollution Research*: 1-13.
- Gao, J. P., J. Maguhn, P. Spitzauer et A. Kettrup (1998a). "Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelsweiher pond (Southern Germany). I: Equilibrium assessments, effect of organic carbon content and pH." *Water Research* 32(5): 1662-1672.
- Gao, J. P., J. Maguhn, P. Spitzauer et A. Kettrup (1998b). "Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelsweiher pond (Southern Germany). II: Competitive adsorption, desorption of aged residues and effect of dissolved organic carbon." *Water Research* 32(7): 2089-2094.
- Garnier, J., B. Leporcq, N. Sanchez et X. Philippon (1999). "Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France)." *Biogeochemistry* 47(2): 119-146.
- George, D. C. et D. P. Hewitt (2006). "The impact of year-to-year changes in the weather on the dynamics of *Daphnia* in a thermally stratified lake." *Aquatic Ecology* 40(1): 33-47.
- Grover, R., D. T. Waite, A. J. Cessna, W. Nicholaichuk, D. G. Irvin, L. A. Kerr et K. Best (1997). "Magnitude and persistence of herbicide residues in farm dugouts and ponds in the Canadian prairies." *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(4): 638-643.
- Halbedel, S. et M. Koschorreck (2013). "Regulation of CO₂ emissions from temperate streams and reservoirs." *Biogeosciences* 10(11): 7539-7551.

- Han, H. J., X. X. Lu, D. F. Burger, U. M. Joshi et L. Zhang (2014). "Nitrogen dynamics at the sediment-water interface in a tropical reservoir." *Ecological Engineering* 73: 146-153.
- Harrison, J. A., R. J. Maranger, R. B. Alexander, A. E. Giblin, P. A. Jacinthe, E. Mayorga, S. P. Seitzinger, D. J. Sobota et W. M. Wollheim (2009). "The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs." *Biogeochemistry* 93(1-2): 143-157.
- Heathwaite, A. L. (2003). "Making process-based knowledge useable at the operational level: a framework for modelling diffuse pollution from agricultural land." *Environmental Modelling & Software* 18(8): 753-760.
- Hejzlar, J. et V. Vyhnaek (1998). "Longitudinal heterogeneity of phosphorus and phytoplankton concentrations in deep-valley reservoirs." *International Review of Hydrobiology* 83: 139-146.
- Hellsten, S. K., M. O. Virtanen, O. S. Nenonen, K. A. Kinnunen et J. M. Riihimaki (1993). "Relative importance of internal sources of phosphorus and organic-matter in northern finnish reservoirs." *Water Science and Technology* 28(6): 85-94.
- Hieber, M., C. T. Robinson, U. Uehlinger et J. V. Ward (2002). "Are alpine lake outlets less harsh than other alpine streams?" *Archiv Fur Hydrobiologie* 154(2): 199-223.
- Higgins, J. M. et B. R. Kim (1981). "Phosphorus retention models for Tennessee Valley Authority reservoirs." *Water Resources Research* 17(3): 571-576.
- Holden, P.B., et Stalnaker, C.B. (1975) Distribution and abundance of mainstream fishes of the middle and upper Colorado river basins, 1967-1973, *Trans. Am. Fish. Soc.*, 104(2):217-231.
- Howarth, R. W., R. Marino et J. J. Cole (1988). "Nitrogen fixation in fresh water, estuarine and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls." *Limnology and Oceanography* 33(4): 688-701.
- Hu, J., Y. Qiao, L. F. Zhou et S. X. Li (2012). "Spatiotemporal distributions of nutrients in the downstream from Gezhouba Dam in Yangtze River, China." *Environmental Science and Pollution Research* 19(7): 2849-2859.
- Hutchinson, G. E. (1957). "Cold spring harbor symposium on quantitative biology." *Concluding remarks* 22: 415-427.
- Jackson, C. R. et C. M. Pringle (2010). "Ecological Benefits of Reduced Hydrologic Connectivity in Intensively Developed Landscapes." *Bioscience* 60(1): 37-46.
- Janse, J. H., M. Scheffer, L. Lijklema, L. Van Lieere, J. S. Soot et W. M. Mooij (2010). "Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake: sensitivity, calibration and uncertainty." *Ecological Modelling* 221(4): 654-665.
- Jennings, E., K. Irvine, P. Mills, P. Jordan, J. Jensen, M. Søndergaard, A. Barr et G. Glasgow (2002). "Relative eutrophic effects of sea-seasonal discharges of phosphate to water bodies." EPA report 2000-LS-2.1.7-M2.
- Jetten, M. S. M., M. Strous, K. T. van de Pas-Schoonen, J. Schalk, U. van Dongen, A. A. van de Graaf, S. Logemann, G. Muyzer, M. C. M. van Loosdrecht et J. G. Kuenen (1998). "The anaerobic oxidation of ammonium." *Fems Microbiology Reviews* 22(5): 421-437.
- Johnston, C. A., N. E. Detenbeck et G. J. Niemi (1990). "The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity - a landscape approach." *Biogeochemistry* 10(2): 105-141.
- Jones, N. E., W. M. Tonn et G. J. Scrimgeour (2003a). "Selective feeding of age-0 Arctic grayling in lake-outlet streams of the Northwest Territories, Canada." *Environmental Biology of Fishes* 67(2): 169-178.
- Jones, N. E., W. M. Tonn, G. J. Scrimgeour et C. Katopodis (2003b). "Ecological characteristics of streams in the Barrenlands near Lac de Gras, NWT, Canada." *Arctic* 56(3): 249-261.

Jones, N. E., W. M. Tonn, G. J. Scrimgeour et C. Katopodis (2003c). "Productive capacity of an artificial stream in the Canadian Arctic: assessing the effectiveness of fish habitat compensation." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(7): 849-863.

Jones, N. E. (2010). "Incorporating lakes within the river discontinuum: longitudinal changes in ecological characteristics in stream-lake networks." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67(8): 1350-1362.

Jones, M. P. et W. F. Hunt (2010). "Effect of Storm-Water Wetlands and Wet Ponds on Runoff Temperature in Trout Sensitive Waters." *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce* 136(9): 656-661.

Karlsson, K., J. German et M. Viklander (2010). "Stormwater Pond Sediments: Temporal Trends in Heavy Metal Concentrations and Sediment Removal." *Soil & Sediment Contamination* 19(2): 217-230.

Karlsson, K., M. Viklander, L. Scholes et M. Revitt (2010). "Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks." *Journal of Hazardous Materials* 178(1-3): 612-618.

Kelly, V. J. (2001). "Influence of reservoirs on solute transport: a regional-scale approach." *Hydrological Processes* 15(7): 1227-1249.

Kennedy, R. H. (1999). "Basin-wide considerations for water quality management: Importance of phosphorus retention by reservoirs." *International Review of Hydrobiology* 84(6): 557-566.

Klaassen, H. E. et A. M. Kadoum (1979). "Distribution and retention of atrazine and carbofuran in farm pond ecosystems." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 8(3): 345-353.

Klavins, M., A. Briede, E. Parele, V. Rodinov et I. Klavina (1998). "Metal accumulation in sediments and benthic invertebrates in lakes of Latvia." *Chemosphere* 36(15): 3043-3053.

Kling, G. W., G. W. Kipphut, M. M. Miller et W. J. O'Brien (2000). "Integration of lakes and streams in a landscape perspective: the importance of material processing on spatial patterns and temporal coherence." *Freshwater Biology* 43(3): 477-497.

Knoll, L. B., M. J. Vanni, W. H. Renwick, E. K. Dittman et J. A. Gephart (2013). "Temperate reservoirs are large carbon sinks and small CO₂ sources: Results from high-resolution carbon budgets." *Global Biogeochemical Cycles* 27(1): 52-64.

Knowles, R. (1982). "Denitrification." *Microbiological Reviews* 46(1): 43-70.

Kratz, T. K., K. E. Webster, C. J. Bowser, J. J. Magnuson et B. J. Benson (1997). "The influence of landscape position on lakes in northern Wisconsin." *Freshwater Biology* 37(1): 209-217.

Kõiv, T., T. Nõges et A. Laas (2011). "Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs." *Hydrobiologia* 660(1): 105-115.

Lal, R. (2004). "Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security." *Science* 304(5677): 1623-1627.

Lal, R. (2005). "Forest soils and carbon sequestration." *Forest Ecology and Management* 220(1-3): 242-258.

Lazar, J. G., K. Addy, M. K. Welsh, A. J. Gold et P. M. Groffman (2014). "Resurgent Beaver Ponds in the Northeastern United States: Implications for Greenhouse Gas Emissions." *Journal of Environmental Quality* 43(6): 1844-1852.

Lazartigues, A., D. Banas, C. Feidt, J. Brun-Bellut et M. Thomas (2012). "Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in Northeastern France Part I: site characterization and water quality." *Environmental Science and Pollution Research* 19(7): 2802-2812.

Lazartigues, A., M. Thomas, C. Cren-Olivé, J. Brun-Bellut, Y. Le Roux, D. Banas et C. Feidt (2013a). "Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in Northeastern France. Part II: residues of 13 pesticides in water, sediments, edible fish and their relationships." *Environmental Science and Pollution Research* 20(1): 117-125.

Lazartigues, A., D. Banas, C. Feidt, J. Brun-Bellut, J.-N. Gardeur, Y. Le Roux et M. Thomas (2013b). "Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in northeastern France. Part III: how management can affect pesticide profiles in edible fish?" *Environmental Science and Pollution Research* 20(1): 126-135.

Li, X. D., C. Q. Liu, X. L. Liu, J. Yu et X. Y. Liu (2014). "Sources and Processes Affecting Nitrate in a Dam-Controlled Subtropical River, Southwest China." *Aquatic Geochemistry* 20(5): 483-500.

Liu, X. L., C. Q. Liu, S. L. Li, F. S. Wang, B. L. Wang et Z. L. Wang (2011). "Spatiotemporal variations of nitrous oxide (N₂O) emissions from two reservoirs in SW China." *Atmospheric Environment* 45(31): 5458-5468.

Liu, S., C. Wang, J. Yang et Q. Zhao (2014). "Assessing the heavy metal contamination of soils in the water-level fluctuation zone upstream and downstream of the Manwan Dam, Lancang River." *Journal of Soils and Sediments* 14(6): 1147-1157.

Liu, Q., S. L. Liu, H. Zhao, L. Deng, C. Wang, Q. Zhao et S. Dong (2015). "The phosphorus speciations in the sediments up-and down-stream of cascade dams along the middle Lancang River." *Chemosphere* 120: 653-659.

Lopez, P. et J. A. Morgui (1993). "Factors influencing fractional phosphorus composition in sediments of spanish reservoirs." *Hydrobiologia* 253(1-3): 73-82.

Lopez, P., R. Marce, J. Ordonez, I. Urrutia et J. Armengol (2009). "Sedimentary phosphorus in a cascade of five reservoirs (Lozoya River, Central Spain)." *Lake and Reservoir Management* 25(1): 39-48.

Luecke, C. et P. Mackinnon (2008). "Landscape effects on growth of age-0 Arctic grayling in tundra streams." *Transactions of the American Fisheries Society* 137(1): 236-243.

Lugg, A. (2000). Fish kills in New South Wales. NSW Fisheries. 16 p.

MacDonald, D. D., C. G. Ingersoll et T. A. Berger (2000). "Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39(1): 20-31.

Madeyski, M., M. Tarnawski, C. Jasiewicz et A. Baran (2009). "Fractionation of chosen heavy metals in bottom sediments of small water reservoirs." *Archives of Environmental Protection* 35(3): 47-57.

Maeck, A., T. DelSontro, D. F. McGinnis, H. Fischer, S. Flury, M. Schmidt, P. Fietzek et A. Lorke (2013). "Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots." *Environmental Science & Technology* 47(15): 8130-8137.

Martin, S. L. et P. A. Soranno (2006). "Lake landscape position: Relationships to hydrologic connectivity and landscape features." *Limnology and Oceanography* 51(2): 801-814.

Marvin, C., S. Painter, D. Williams, V. Richardson, R. Rossmann et P. Van Hoof (2004). "Spatial and temporal trends in surface water and sediment contamination in the Laurentian Great Lakes." *Environmental Pollution* 129(1): 131-144.

Marvin, C. H., S. Painter, M. N. Charlton, M. E. Fox et P. A. Lina Thiessen (2004). "Trends in spatial and temporal levels of persistent organic pollutants in Lake Erie sediments." *Chemosphere* 54(1): 33-40.

Mendez-Fernandez, L., M. De Jonge et L. Bervoets (2014). "Influences of sediment geochemistry on metal accumulation rates and toxicity in the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex*." *Aquatic Toxicology* 157: 109-119.

Michalec, B. et M. Tarnawski (2009). "Appraisal of bottom sediment pollution with heavy metals of small water reservoirs located in south Poland." *Archives of Environmental Protection* 35(3): 73-85.

- Michalec, B. K., A. M. Lenart-Boron, A. K. Cupak et A. S. Walega (2014). "The evaluation of heavy metal content in water and sediments of small reservoirs in light of various environmental quality regulations." *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 49(7): 827-832.
- Muir, D. C. G., G. P. Rawn et N. P. Grift (1985). "Fate of the pyrethroid insecticide deltamethrin in small ponds - a mass balance study." *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 33(4): 603-609.
- Mulder, A., A. A. Vandegraaf, L. A. Robertson et J. G. Kuenen (1995). "Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor." *Fems Microbiology Ecology* 16(3): 177-183.
- Muller, S. et S. M. Mitrovic (2015). "Phytoplankton co-limitation by nitrogen and phosphorus in a shallow reservoir: progressing from the phosphorus limitation paradigm." *Hydrobiologia* 744(1): 255-269.
- Ménesguen, A. (2003). "Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate."
- Negandhi, K., I. Laurion et C. Lovejoy (2014). "Bacterial communities and greenhouse gas emissions of shallow ponds in the High Arctic." *Polar Biology* 37(11): 1669-1683.
- Nielsen, L. P. (1992). "Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing." *Fems Microbiology Ecology* 86(4): 357-362.
- Nokhrin, D. Y., Y. G. Gribovskii et N. A. Davydova (2008). "Approaches to the identification of the origin of heavy metals in bottom sediments and standardization problems: Case study of two SDPP reservoirs in Ural region." *Water Resources* 35(5): 542-549.
- Oliver, A. A., R. A. Dahlgren et M. L. Deas (2014). "The upside-down river: Reservoirs, algal blooms, and tributaries affect temporal and spatial patterns in nitrogen and phosphorus in the Klamath River, USA." *Journal of Hydrology* 519: 164-176.
- Palma, P., P. Alvarenga, V. Palma, C. Matos, R. M. Fernandes, A. Soares et I. R. Barbosa (2010). "Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Alqueva Reservoir (Portugal)." *Environmental Science and Pollution Research* 17(3): 703-716.
- Passy, P., J. Garnier, G. Billen, C. Fesneau et J. Tournebize (2012). "Restoration of ponds in rural landscapes: Modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France)." *Science of the Total Environment* 430: 280-290.
- Payraudeau, S. (2002). *Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens*, ENGREF (AgroParisTech).
- Pellerin, S., C. Morel et J. M. Dorioz (2005). "Bilan environnemental du phosphore." Girard MC *et al.* *Sols et environnement*. Paris: Dunod: 1-18.
- Peris, E., S. Requena, M. de la Guardia, A. Pastor et J. M. Carrasco (2005). "Organochlorinated pesticides in sediments from the Lake Albufera of Valencia (Spain)." *Chemosphere* 60(11): 1542-1549.
- Petts, G. E. (1984). *Impounded rivers: perspectives for ecological management*, John Wiley.
- Pourriot, R. et M. Meybeck (1995). *Limnologie générale*, Masson.
- Powers, S. M., D. M. Robertson et E. H. Stanley (2014). "Effects of lakes and reservoirs on annual river nitrogen, phosphorus, and sediment export in agricultural and forested landscapes." *Hydrological Processes* 28(24): 5919-5937.
- Powers, S. M., J. L. Tank et D. M. Robertson (2015). "Control of nitrogen and phosphorus transport by reservoirs in agricultural landscapes." *Biogeochemistry* 124(1-3): 417-439.

- Preston, E. M. et B. L. Bedford (1988). "Evaluating cumulative effects on wetland functions - A conceptual overview and generic framework." *Environmental Management* 12(5): 565-583.
- Psenner, R., B. Boström, M. Dinka, K. Pettersson, R. Pucsko et M. Sager (1988). "Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment." *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol* 30: 98-103.
- Rawn, D. F. K., W. L. Lockhart, P. Wilkinson, D. A. Savoie, G. B. Rosenberg et D. C. G. Muir (2001). "Historical contamination of Yukon Lake sediments by PCBs and organochlorine pesticides: influence of local sources and watershed characteristics." *Science of The Total Environment* 280(1-3): 17-37.
- Rueda, F. J., W. E. Fleenor et I. de Vicente (2007). "Pathways of river nutrients towards the euphotic zone in a deep-reservoir of small size: Uncertainty analysis." *Ecological Modelling* 202(3-4): 345-361.
- Ruttner F. (1940) *Grundriss der Limnologie*. Walter de Gruyter Co, Berlin.
- Salazar, M. Y. D., L. M. Tabche et C. M. Garcia (1997). "Bioaccumulation of methyl parathion and its toxicology in several species of the freshwater community in Ignacio Ramirez dam in Mexico." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 38(1): 53-62.
- Schindler, D. W., R. E. Hecky, D. L. Findlay, M. P. Stainton, B. R. Parker, M. J. Paterson, K. G. Beaty, M. Lyng et S. E. M. Kasian (2008). "Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(32): 11254-11258.
- Scott, J. T., J. K. Stanley, R. D. Doyle, M. G. Forbes et B. W. Brooks (2009). "River-reservoir transition zones are nitrogen fixation hot spots regardless of ecosystem trophic state." *Hydrobiologia* 625: 61-68.
- Seitzinger, S., J. A. Harrison, J. K. Bohlke, A. F. Bouwman, R. Lowrance, B. Peterson, C. Tobias et G. Van Drecht (2006). "Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis." *Ecological Applications* 16(6): 2064-2090.
- Serrano, T., R. Dupas, E. Upegui, C. Buscail, C. Grimaldi et J. F. Viel (2015). "Geographical modeling of exposure risk to cyanobacteria for epidemiological purposes." *Environ Int* 81: 18-25.
- Sharpley, A. N. et R. G. Menzel (1987). "The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment." *Adv. Agron* 41: 297-324.
- Shotbolt, L., S. Hutchinson et A. Thomas (2006). "Sediment stratigraphy and heavy metal fluxes to reservoirs in the Southern Pennine Uplands, UK." *Journal of Paleolimnology* 35(2): 305-322.
- Smith, V. H. et D. W. Schindler (2009). "Eutrophication science: where do we go from here?" *Trends in Ecology & Evolution* 24(4): 201-207.
- Sotton, B., J. Guillard, O. Anneville, M. Maréchal, O. Savichtcheva et I. Domaizon (2014). "Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: Evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination." *Science of the Total Environment* 466: 152-163.
- Soumis, N., E. Duchemin, R. Canuel et M. Lucotte (2004). "Greenhouse gas emissions from reservoirs of the western United States." *Global Biogeochemical Cycles* 18(3).
- St Louis, V. L., C. A. Kelly, E. Duchemin, J. W. M. Rudd et D. M. Rosenberg (2000). "Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate." *Bioscience* 50(9): 766-775.
- Stadmark, J. et L. Leonardson (2005). "Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal." *Ecological Engineering* 25(5): 542-551.
- Stansbury, J. et D. M. Admiraal (2004). "Modeling to evaluate macrophyte induced impacts to dissolved oxygen in a tailwater reservoir." *Journal of the American Water Resources Association* 40(6): 1483-1497.

- Stehle, S., D. Elsaesser, C. Gregoire, G. Imfeld, E. Niehaus, E. Passeport, S. Payraudeau, R. B. Schaefer, J. Tournebize et R. Schulz (2011). "Pesticide Risk Mitigation by Vegetated Treatment Systems: A Meta-Analysis." *Journal of Environmental Quality* 40(4): 1068-1080.
- Straškraba, M., I. Dostálková, J. Hejzlar et V. Vyhánek (1995). "The effect of reservoirs on phosphorus concentration." *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 80(3): 403-413.
- Tauler, R., D. Barcelo et E. M. Thurman (2000). "Multivariate correlation between concentrations of selected herbicides and derivatives in outflows from selected US midwestern reservoirs." *Environmental Science & Technology* 34(16): 3307-3314.
- Teodoru, C. et B. Wehrli (2005). "Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River." *Biogeochemistry* 76(3): 539-565.
- Teodoru, C. R., P. A. del Giorgio, Y. T. Prairie et A. St-Pierre (2013). "Depositional fluxes and sources of particulate carbon and nitrogen in natural lakes and a young boreal reservoir in Northern Quebec." *Biogeochemistry* 113(1-3): 323-339.
- Tessier, A., P. G. C. Campbell et M. Bisson (1979). "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace-metals." *Analytical Chemistry* 51(7): 844-851.
- Thackeray, S. J., D. G. George, R. I. Jones et I. J. Winfield (2006). "Statistical quantification of the effect of thermal stratification on patterns of dispersion in a freshwater zooplankton community." *Aquatic Ecology* 40(1): 23-32.
- Thompson, J. C. (2012). *Impact and Management of Small Farm Dams in Hawke's Bay, New Zealand*.
- Thurman, E. M., D. A. Goolsby, D. S. Aga, M. L. Pomes et M. T. Meyer (1996). "Occurrence of alachlor and its sulfonated metabolite in rivers and reservoirs of the midwestern United States: The importance of sulfonation in the transport of chloroacetanilide herbicides." *Environmental Science & Technology* 30(2): 569-574.
- Tiessen, K. H. D., J. A. Elliott, M. Stainton, J. Yarotski, D. N. Flaten et D. A. Lobb (2011). "The effectiveness of small-scale headwater storage dams and reservoirs on stream water quality and quantity in the Canadian Prairies." *Journal of Soil and Water Conservation* 66(3): 158-171.
- Tomaszek, J. A. et P. Koszelnik (2003). "A simple model of nitrogen retention in reservoirs." *Hydrobiologia* 504(1-3): 51-58.
- Tournebize, J., E. Passeport, C. Chaumont, C. Fesneau, A. Guenne et B. Vincent (2013). "Pesticide decontamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes." *Ecological Engineering* 56: 52-60.
- Triboit, F., I. Laffont-Schwob, F. Demory, I. Soulie-Maersche, J. Rabier, M. Despreaux et A. Thiery (2010). "Heavy Metal Lability in Porewater of Highway Detention Pond Sediments in South-Eastern France in Relation to Submerged Vegetation." *Water Air and Soil Pollution* 209(1-4): 229-240.
- Urbaniak, M., E. Kiedrzyńska et M. Zalewski (2012). "The role of a lowland reservoir in the transport of micropollutants, nutrients and the suspended particulate matter along the river continuum." *Hydrology Research* 43(4): 400-411.
- Valentin, F. (1995). "The Mesolithic skeleton of the Petit Marais, La Chaussée-Tirancourt (Somme, France)." *Comptes Rendus De L Academie Des Sciences Serie Ii Fascicule a-Sciences De La Terre Et Des Planetes* 321(11): 1063-1067.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell et C. E. Cushing (1980). "River continuum concept." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130-137.

- Vinçon-Leite, B. et B. Tassin (2012). Le modèle comme outil de compréhension du fonctionnement des écosystèmes lacustres: 25 ans de mesures et de modélisation du lac du Bourget. Journées EDF d Hydroécologie-La modélisation numérique des écosystèmes aquatiques continentaux et marins.
- Vollenweider, R. A. (1968). "Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophication."
- Vollenwelder, R. A. et L. L. Janus (1981). "OECD Cooperative Programme On Eutrophication."
- Vorosmarty, C. J., K. P. Sharma, B. M. Fekete, A. H. Copeland, J. Holden, J. Marble et J. A. Lough (1997). "The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world." *Ambio* 26(4): 210-219.
- Vrba, J., V. Álek, J. Hejzlar et J. Nedoma (1995). "Comparison of phosphorus deficiency indices during a spring phytoplankton bloom in a eutrophic reservoir." *Freshwater Biology* 33(1): 73-81.
- Vukovic, D., Z. Vukovic et S. Stankovic (2014). "The impact of the Danube Iron Gate Dam on heavy metal storage and sediment flux within the reservoir." *Catena* 113: 18-23.
- Vymazal, J. et T. Bfezinova (2015). "The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review." *Environment International* 75: 11-20.
- Walker, K. F. (1979). Regulated streams in Australia : the Murray-Darling river system. In *The ecology of regulated streams* (pp. 143-163). Springer US.
- Wall, L. G., J. L. Tank, T. V. Royer et M. J. Bernot (2005). "Spatial and temporal variability in sediment denitrification within an agriculturally influenced reservoir." *Biogeochemistry* 76(1): 85-111.
- Wang, Z. X., L. Yao, G. H. Liu et W. Z. Liu (2014). "Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 107: 200-206.
- Ward, J. V. et J. A. Stanford (1995a). "Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation." *Regulated Rivers-Research & Management* 11(1): 105-119.
- Ward, J. V. et J. A. Stanford (1995b). "The serial discontinuity concept - extending the model to floodplain rivers." *Regulated Rivers-Research & Management* 10(2-4): 159-168.
- Wasswa, J., B. T. Kiremire, P. Nkedi-Kizza, J. Mbabazi et P. Ssebugere (2011). "Organochlorine pesticide residues in sediments from the Uganda side of Lake Victoria." *Chemosphere* 82(1): 130-136.
- Watanabe, K., M. T. Monaghan, Y. Takemon et T. Omura (2008). "Biodilution of heavy metals in a stream macroinvertebrate food web: Evidence from stable isotope analysis." *Science of the Total Environment* 394(1): 57-67.
- Webster, K. E., P. A. Soranno, S. B. Baines, T. K. Kratz, C. J. Bowser, P. J. Dillon, P. Campbell, E. J. Fee et R. E. Hecky (2000). "Structuring features of lake districts: landscape controls on lake chemical responses to drought." *Freshwater Biology* 43(3): 499-515.
- West, S. D., E. W. Day et R. O. Burger (1979). "Dissipation of the experimental aquatic herbicide fluridone from lakes and ponds." *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 27(5): 1067-1072.
- Weyhenmeyer, C. E. (1999). "Methane emissions from beaver ponds: Rates, patterns, and transport mechanisms." *Global Biogeochemical Cycles* 13(4): 1079-1090.
- Whigham, D. F., C. Chitterling et B. Palmer (1988). "Impacts of fresh-water wetlands on water-quality - a landscape perspective." *Environmental Management* 12(5): 663-671.
- Wijnja, H., J. J. Doherty et S. A. Safie (2014). "Changes in Pesticide Occurrence in Suburban Surface Waters in Massachusetts, USA, 1999-2010." *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 93(2): 228-232.

Williams, J. D. H., J. M. Jaquet et R. L. Thomas (1976). "Forms of phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie." *Journal of the Fisheries Board of Canada* 33(3): 413-429.

Wolfberg, A., Y. Kahanovich, M. Avron et A. Nissenbaum (1980). "Movement of heavy-metals into a shallow aquifer by leakage from sewage oxidation ponds." *Water Research* 14(6): 675-679.

Yavitt, J. B., G. E. Lang et A. J. Sexstone (1990). "Methane fluxes in wetland and forest soils, beaver ponds, and low-order streams of a temperate forest ecosystem." *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 95(D13): 22463-22474.

Zakova, Z. et E. Kockova (1999). "Biomonitoring and assessment of heavy metal contamination of streams and reservoirs in the Dyje/Thaya River Basin, Czech Republic." *Water Science and Technology* 39(12): 225-232.

Zhao, X.-j., T.-q. Zhao, H. Zheng, X.-n. Duan, F.-l. Chen, Z.-y. Ouyang et X.-k. Wang (2008). "Greenhouse gas emission from reservoir and its influence factors." *Huan jing ke xue= Huanjing kexue / [bian ji, Zhongguo ke xue yuan huan jing ke xue wei yuan hui "Huan jing ke xue" bian ji wei yuan hui.]* 29(8): 2377-2384.