

Impact cumulé des retenues d'eau sur le milieu aquatique. Expertise scientifique collective. Synthèse

Nadia Carluer, Marc Babut, Jérôme Belliard, Ivan I. Bernez, D. Burger Leenhardt, J.M. Dorioz, O. Douez, S. Dufour, C. Grimaldi, F. Habets, et al.

▶ **To cite this version:**

Nadia Carluer, Marc Babut, Jérôme Belliard, Ivan I. Bernez, D. Burger Leenhardt, et al.. Impact cumulé des retenues d'eau sur le milieu aquatique. Expertise scientifique collective. Synthèse. [0] irstea. 2016, 110 p. hal-02604628

HAL Id: hal-02604628
https://hal.inrae.fr/hal-02604628

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

IMPACT CUMULÉ DES RETENUES D'EAU SUR LE MILIEU AQUATIQUE

Expertise scientifique collective



SYNTHÈSE DU RAPPORT

Mai 2016

INRA SCIENCE & IMPACT

ONEMA Office national de l'eau et des milieux aquatiques

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer

Responsable scientifique de l'étude :
Nadia Carluer, Irstea : nadia.carluer@irstea.fr

Coordinatrice de l'étude :

Béatrice Leblanc, Irstea : beatrice.leblanc@irstea.fr

Directeur de la publication :

Nicolas De Menthière, Irstea, Directeur de la prospective, de la veille et de la valorisation de l'information scientifique et technique

Correspondant ONEMA :

Bénédicte Augeard, ONEMA : benedicte.augeard@onema.fr

Appui à la mise en œuvre méthodologique de l'ESCo :
Catherine Donnars, Unité Expertise collective, Prospective et Etudes. INRA

Le rapport d'expertise source de cette synthèse, a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou Irstea. Il est disponible en ligne sur http://expertise-impact-cumule-retenues.irstea.fr/

La liste des auteurs et contributeurs de l'expertise figure en page 3 de couverture.

Les auteurs remercient les membres du comité de suivi pour leur implication dans la phase préparatoire de l'expertise, ainsi que les personnes qui les ont accueillis lors des visites de terrain.

Pour citer ce document :

Carluer N., Babut M., Belliard J., Bernez I., Burger-Leenhardt D., Dorioz J.M., Douez O., Dufour S., Grimaldi C., Habets F., Le Bissonnais Y., Molénat J., Rollet A.J., Rosset V., Sauvage S., Usseglio-Polatera P., Leblanc B. 2016. Expertise scientifique collective sur l'impact cumulé des retenues. Rapport de synthèse. 82 pp + annexes

---

Le présent document constitue la synthèse du rapport d'expertise scientifique sollicitée par le ministère de l'Environnement, de l'Ecologie et de la mer et soutenue par l'ONEMA, sur la convention cadre Onema-Irstea 2013-2015. Son contenu n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Photo de couverture : Béatrice Leblanc, Irstea.

Expertise scientifique collective

IMPACT CUMULÉ DES RETENUES D'EAU SUR LE MILIEU AQUATIQUE

Synthèse du rapport

Mai 2016

SOMMAIRE

CHAPITRE INTRODUCTIF - P4

I.1 Elements de contexte 5
I.1.1 Contexte et objectifs de l'expertise 5
I.1.2 Usages et tendances d'évolution des petites retenues à travers le monde 6

I.2 Règlementation française en lien avec les retenues et politique de gestion quantitative 7
I.2.1 Règlementation sur la gestion quantitative et lien avec les retenues 8
I.2.2 La prise en compte des effets cumulés des retenues dans le cadre de la réforme des études d'impact 9
I.2.3 Eclairage sur la prise en compte des petites retenues agricoles dans la règlementation étrangère à travers quelques exemples 10

I.3 Domaines abordés par l'expertise 10

I.4 Démarche adoptée pour l'expertise scientifique collective 13
I.4.1 Les enseignements de la phase exploratoire 13
I.4.2 Les limites et les questions en suspens mises en évidence par la phase exploratoire 14
I.4.3 La démarche adoptée 15

CHAPITRE II METHODES D'EVALUATION DES EFFETS CUMULES – P17

II.1 Définitions et concepts utilisés pour l'évaluation des effets cumulés 17
II.1.1 Différents types d'effets cumulés 17
II.1.2 Etat initial, état de référence, métriques et seuils 18

II.2 Méthodes existantes 19
II.2.1 Approches basées sur les facteurs de stress (Stressor-based) vs approches basées sur les effets (Effect-based) 19
II.2.2 Approches analytiques vs approches de planification 20
II.2.3 Echelle et gouvernance, des notions très liées 20
II.2.4 Conclusions 21

CHAPITRE III RECENSEMENT DES RETENUES ET DE LEURS CARACTERISTIQUES - P23

CHAPITRE IV EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR L'HYDROLOGIE – P28

IV.1 Influence locale d'une retenue : principaux processus en jeu 28
IV.1.1 Infiltration 29
IV.1.2 Évaporation 29
IV.1.3 Pluie directe 30
IV.1.4 Débits entrant et sortant 29
IV.1.5 Prélèvements dans la retenue 29

IV.2 Effets cumulés : des méthodes d'évaluation différentes pour des résultats qui convergent 31
IV.2.1 Méthodes basées sur les observations 32
IV.2.2 Méthodes basées sur la modélisation 33

IV.3 Conclusion sur les effets cumules des retenues sur l'hydrologie 39

CHAPITRE V EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LE TRANSPORT SEDIMENTAIRE ET L'HYDROMORPHOLOGIE DES COURS D'EAU - P40

V.1 Effet d'une retenue sur le devenir des sédiments et la morphologie des cours d'eau 41
V.1.1 Une retenue piège les sédiments …. 40
V.1.2 …et modifie la morphologie du cours d'eau aval de façon complexe. 41

V.2 Effets cumulés des retenues sur le transport sédimentaire et l'hydromorphologie des cours d'eau 44
V.2.1 Effets cumulés sur le piégeage des sédiments 44
V.2.2 Effets cumulés sur l'ajustement morphologique du cours d'eau 45

V.3 Analyse critique et perspectives pour l'évaluation opérationnelle de l'impact cumulé 46

CHAPITRE VI EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU - P49

VI.1 Effet d'une retenue sur la qualité physico-chimique de l'eau 51
Le cas particulier de l'eutrophisation 52

VI.2 Effets cumulés des retenues sur les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau 54
VI.2.1 Effets cumulés des retenues sur le devenir de l'azote 53
VI.2.2 Effets cumulés des retenues sur le devenir du phosphore 55
VI.2.3 Effets cumulés des retenues sur la qualité physico-chimique des cours d'eau : approches conceptuelles . 55
VI.2.4 Conclusion 59

CHAPITRE VII EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LE COMPARTIMENT BIOLOGIQUE DU COURS D'EAU ET DE SON BASSIN VERSANT - P63

VII.1 Effets d'une retenue sur les compartiments biologiques du cours d'eau 64
VII.1.1 Réponses aux drivers primaires 63
VII.1.2 La retenue : un obstacle à la dispersion…… 66
VII.1.3 …….Support de biodiversité 68
VII.1.4 …..mais source d'espèces exogènes et souvent invasives 68
VII.1.5 Exemples de réponse multifactorielle : réponses des communautés d'invertébrés benthiques en présence d'une retenue 69

VII.2 Effets des retenues sur les compartiments biologiques du cours d'eau et de son bassin-versant 70
VII.2.1 Des effets largement liés à la densité de retenues sur un bassin-versant 70
VII.2.2 La fragmentation des habitats et l'évolution de la connectivité du milieu influencent en profondeur les biocénoses aquatiques 71
VII.2.3 Des outils et méthodes mobilisables pour aborder les impacts écologiques 75
VII.2.4 Des méthodes d'évaluation destinées à prévoir l'évolution des communautés à l'échelle du territoire 79

VII.3 Conclusion 80

CHAPITRE VIII CONCLUSION - P80

Effets d'une retenue isolée 80
Effets cumulés des retenues 82
Des besoins de données et de recherche en suspens 83
Echelles de temps et d'espace : deux notions clés pour l'évaluation des effets cumulés. 84

Glossaire 85

Sigles et acronymes 86

ANNEXES - P88

Annexe I : Note de projet de l'expertise collective sur l'impact cumulé des retenues *88*
Contexte 88
Objectif de l'expertise 89
Pilotage de l'expertise 89
Organisation de l'expertise 90
Déroulement et calendrier de l'expertise 90
Les rendus de l'expertise et leur diffusion 91

Annexe II : Liste des experts *94*

Annexe III : Influence d'une retenue isolée sur les paramètres participant à la qualité physico-chimique de l'eau *95*
VIII.1.1 Influence sur la température et la teneur en oxygène dissous de l'eau 95
VIII.1.2 Influence sur le devenir de l'azote 97
VIII.1.3 Influence sur le devenir du phosphore 100
VIII.1.4 Influence sur les teneurs en Eléments Traces Métalliques 103
VIII.1.5 Influence sur le devenir des produits phytosanitaires 105
VIII.1.6 Effet d'une retenue sur les gaz à effet de serre et la séquestration du carbone 106

Liste des encadrés :

Encadré 1 : Quelques chiffres sur les retenues en France

Encadré 2 : Les SDAGEs 2016-2021 prenant des dispositions concernant les effets cumulés des retenues

Encadré 3 : Typologie des retenues

Encadré 4 : Intérêt des techniques de télédétection

Encadré 5 : Le cas particulier des vidanges

Encadré 6 : Effets des retenues sur les grandes échelles de temps et d'espace

Encadré 7 : Le phosphore, un élément dont le cycle dans la retenue est complexe

CHAPITRE INTRODUCTIF

I.1 ELEMENTS DE CONTEXTE

I.1.1 Contexte et objectifs de l'expertise

Cette expertise collective porte sur **l'impact cumulé des retenues*[1] d'eau sur le milieu aquatique**.

Elle s'inscrit dans le cadre conjoint de **la réforme sur les volumes prélevables** et de la **réforme des études d'impact** des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements, établie en application de la loi Engagement National pour l'Environnement (dite loi Grenelle 2) du 12 juillet 2010 (décret du 29 décembre 2011[2]). L'application de la réforme des volumes prélevables, issue de la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques du 30 décembre 2006, peut conduire dans certains cas à la création de nouvelles infrastructures de stockage d'eau, ou retenues, notamment dans le cadre des projets de territoire. La réforme des études d'impact implique que les dossiers de construction de retenues soumis par les pétitionnaires prennent en compte l'effet cumulé des ouvrages en projet. Par ailleurs, certains SDAGE ont pris des dispositions demandant aux services de l'Etat de s'assurer que l'impact cumulé de l'ensemble des retenues présentes sur un bassin est bien pris en compte lors de l'instruction du projet. Dans ce cas, la compatibilité du projet avec le SDAGE nécessite donc une évaluation de l'effet cumulé du ou des projets de retenues avec les retenues déjà existantes dans le bassin concerné.

Pourtant, il n'existe pas pour l'instant au niveau national de méthodologie permettant d'appréhender cette question de l'impact cumulé d'ouvrages de stockage d'eau sur un même bassin versant. Dans ce contexte, le Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer (MEEM), avec l'appui de l'Onema, a sollicité une expertise scientifique collective (ESCo) auprès d'Irstea, en partenariat avec l'Inra, sur l'impact cumulé des retenues d'eau sur le milieu aquatique. Cette expertise, conduite dans une démarche pluridisciplinaire et mobilisant des experts issus de plusieurs organismes de recherche ou de recherche-enseignement supérieur, cherche donc à recenser, et le cas échéant élaborer, des éléments méthodologiques opérationnels permettant d'améliorer la qualité des procédures d'instruction. La liste des experts impliqués figure en annexe II.

Une étude inter-agence sur l'impact des petites réserves* artificielles sur les milieux (CACG, Hydrosphère et Géosys, 2001) a été menée au tout début des années 2000. Elle faisait un point relativement exhaustif sur les connaissances existant sur les retenues et débouchait sur certaines propositions, d'une part pour évaluer l'effet des petits plans d'eau sur le milieu aquatique et d'autre part pour le limiter; elle reste en grande partie d'actualité. Pour autant, certains éléments de contexte ont évolué depuis que cette étude a été menée. En particulier, l'adoption de la Directive Cadre sur l'Eau en 2000, de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques en 2006, ainsi que les deux réformes citées précédemment (cf I.2 sur l'évolution du contexte réglementaire) justifient de renouveler le regard sur la question, en intégrant notamment la notion de bon état du milieu aquatique que la DCE a introduite. Par ailleurs, quinze ans après cette étude, l'état des connaissances et méthodes disponibles mérite d'être actualisé.

Cette introduction présente tout d'abord quelques éléments de contexte sur l'usage des petites retenues au niveau global, puis français. Elle rappelle ensuite le cadre règlementaire dans lequel s'inscrit actuellement la création de retenues, puis apporte un éclairage sur la règlementation en usage à l'étranger pour les petites retenues agricoles, à travers l'exemple de quelques pays particulièrement concernés par cette problématique. Elle précise ensuite les domaines abordés par l'expertise, et présente la démarche suivie, en énonçant d'abord rapidement les principaux résultats issus d'une phase exploratoire qui a précédé cette expertise, et qui a permis de mieux cerner les questions à investiguer.

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

[2] Décret n° 2011-2019

I.1.2 Usages et tendances d'évolution des petites retenues à travers le monde

A l'échelle mondiale, le stockage de l'eau a considérablement augmenté depuis les années 1950s, notamment pour les besoins de l'irrigation. En 2003 on comptait 6 700 km^3 d'eau stockée. En 2010, des estimations sur la base d'analyses de données, de SIG, et de relations statistiques, considèrent que la surface des retenues agricoles couvrirait au moins 70 000 km^2, ce qui représente entre 0.1 à 6% de la surface agricole sur terre, pour plusieurs millions de petites retenues[3]. Les USA compteraient à eux seuls 2,5 millions de petites retenues agricoles et l'Australie plus de 2 millions dont la capacité cumulée représente environ 10% de ce qui est stocké dans les grands réservoirs dans ce pays. En termes de densité, selon les sources et les tailles de bassins versants, on arrive en Australie à des valeurs variant entre 0,15 à 6,1 retenues/km^2 pour des années relativement récentes, ce qui est du même ordre de grandeur qu'au niveau d'un bassin versant des USA.

Les retenues de petite taille ont souvent une vocation agricole, et servent principalement pour l'irrigation et l'abreuvement du bétail. Ces retenues collectent et stockent l'eau de pluie pour sécuriser les moyens de subsistance et augmentent les rendements des cultures. Elles se sont avérées des outils essentiels pour surmonter les aléas du climat et ainsi stabiliser les rendements des cultures. L'usage agricole des retenues varie : par exemple, en Australie, ces ouvrages de petite taille sont plutôt consacrés à l'abreuvement du bétail, alors que les retenues pour l'irrigation sont plus grandes. De même, en zones de pâturage de moyenne montagne, les retenues servent à abreuver le bétail. L'usage d'irrigation reste néanmoins le principal usage agricole des retenues, même si plusieurs auteurs évoquent, notamment dans le cas de l'Inde, le fait que ces retenues à usage d'irrigation rendent dans le même temps d'autres services : abreuvement du bétail, réserves d'eau en cas d'incendie, amélioration du microclimat local, régulation des inondations, lavage du linge, pisciculture, baignade.

Au cours des dernières décennies, le nombre de retenues s'est fortement développé. Le nombre de ces retenues a été multiplié par 2 à 10 en Australie en 35 ans selon les bassins versants étudiés (soit 5 à 22% par an), tandis qu'une augmentation de 1 à 3% par an a été mentionnée aux USA et jusqu'à plus de 60%/an en Inde.

Les facteurs expliquant ce fort développement des petites retenues, le plus souvent à usage agricole, sont divers et le plus souvent liés. En particulier, sont identifiées l'occurrence de sécheresses et la pression économique des filières agro-alimentaires. Cette tendance a le plus souvent été soutenue ou encouragée par des programmes incitatifs gouvernementaux. Néanmoins, l'usage agricole des retenues peut être abandonné au cours du temps. En particulier dans le cas d'une urbanisation croissante.

Encadré 1 : quelques chiffres sur les retenues en France

A notre connaissance, la seule tentative pour caractériser de façon systématique l'occurrence (nombre, surface, volume et usage) des petites retenues au niveau national a été effectuée au début des années 2000 dans le cadre de l'étude inter-agence sur l'impact des petites réserves artificielles (moins de 1 million de m^3) sur les milieux (CACG et al, 2000). Compte tenu de la difficulté à aboutir à un ensemble de données cohérentes et suffisantes, sur l'ensemble du territoire, malgré la diversité des sources sollicitées, l'étude avait conclu à la nécessité que chaque département établisse un inventaire de l'ensemble des plans d'eau présents sur son territoire. Certains départements l'ont fait, ou sont en passe de le finaliser, mais il n'existe pas de base de données consolidée à l'échelle nationale. Les chiffres présentés ici sont essentiellement issus des extrapolations réalisées dans l'étude inter-agence à partir des données collectées. On suppose en première approche que les ordres de grandeur restent corrects, bien que l'étude ait montré une forte dynamique de création de retenues dans certains départements sur la période étudiée (1995-2000). L'étude avait mis en évidence une grande hétérogénéité de la densité en retenues à l'échelle communale, 2200 communes (soit près de 7 % du territoire national, chiffre annoncé comme probablement sous-évalué) présentant une densité supérieure à 0,2 retenue/km^2. L'ensemble du parc était estimé à 125 000 ouvrages pour une surface de 200 à 300 000 ha et un volume total d'environ 3,8 milliards de m^3. Près de 50% des retenues recensées avaient une superficie inférieure à un hectare, pour un volume inférieur dans 90% des cas à 100 000 m^3 et une profondeur inférieure à 3 m dans 50% des cas et 5 m dans 90% des cas.

[3] La limite entre petite et grande retenue est discutée au §I.3, pour fixer les idées, on la situe vers quelques millions de m^3

Pour les plans d'eau d'irrigation, le volume moyen se situait vers 30 000 m^3. Le Tableau 1 résume la répartition des retenues selon les usages et les régions.

Tableau 1 : Principaux usages des petits plans d'eau en France (d'après étude Inter Agence, 2000)

Usage	% en effectifs	% en surface	Régions les plus concernées
Irrigation	15	15	Sud-Ouest, Ouest
Aquaculture	12	30	Centre, Rhône Alpes, Lorraine et Limousin
Pêche et loisir	11	20	Bourgogne, Pays de Loire, Limousin, Auvergne et Bretagne
Loisirs et agréments	62	35	Pays de Loire, Bretagne, Centre, Limousin

Notons que dans certaines régions, les retenues pour usage de loisirs ou pisciculture occupent une surface comparable ou supérieure à celle des retenues à usage d'irrigation ou soutien d'étiage. La question de l'évaluation de l'effet de la création de nouvelles retenues renvoie toutefois actuellement le plus souvent aux retenues pour irrigation et/ou aux réserves de substitution (Cf encadré 3 pour les définitions).

Les cartes Figure 1 illustrent non seulement la densité de retenues sur des bassins déjà très équipés, comme par exemple dans le département du Gers et, sur le bassin-versant du Doux dans le nord du département de l'Ardèche, mais également l'effort conséquent de bancarisation des données sur les retenues réalisé par certains services départementaux de l'Etat.

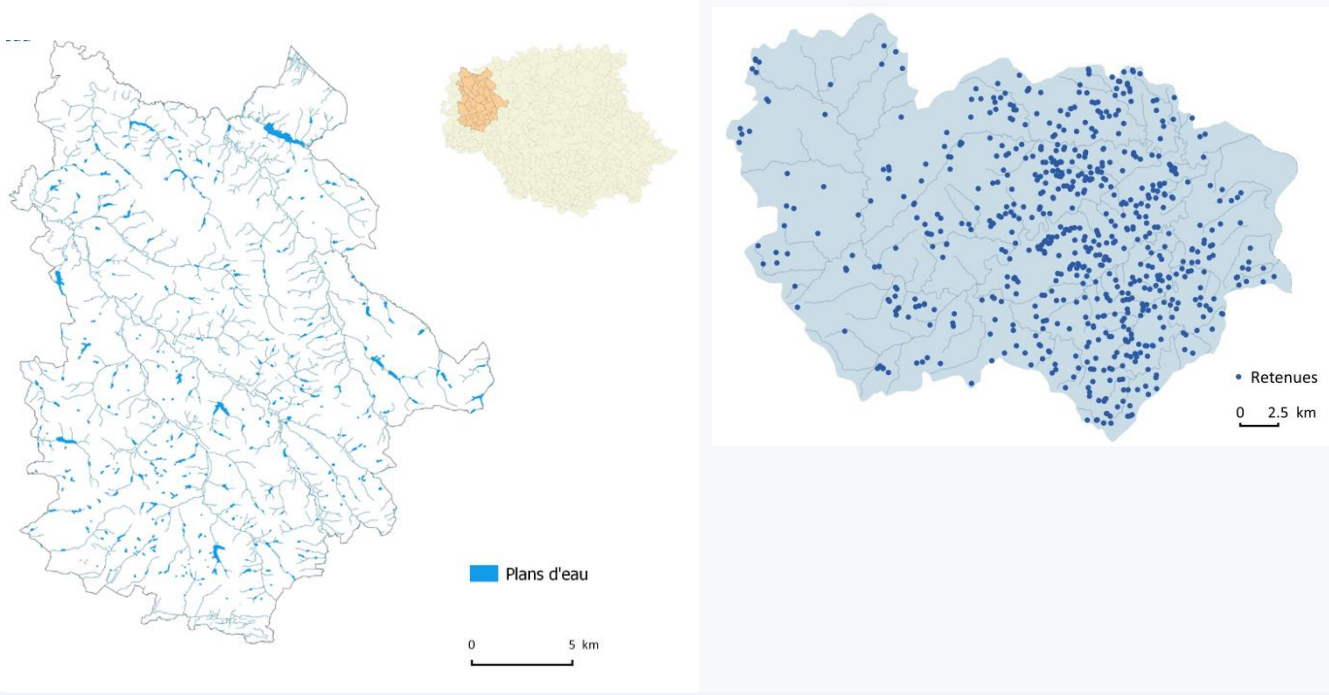


Figure 1 : Exemples de localisation de retenues. A gauche, zoom sur la localisation de plans d'eau dans le nord-ouest du département du Gers (Source : DDT Gers) ; A droite, bassin versant du Doux (Source : DDT Ardèche)

I.2 REGLEMENTATION FRANÇAISE EN LIEN AVEC LES RETENUES ET POLITIQUE DE GESTION QUANTITATIVE

Conformément à l'article L. 2141-1 du code de l'environnement, **la construction de nouvelles retenues est encadrée par la nomenclature loi sur l'eau**[4] qui détermine le régime d'instruction (déclaration / autorisation, c'est-à-dire soumise à document d'incidence ou étude d'impact) auquel est désormais soumis tout projet d'aménagement, selon l'importance et les effets de celui-ci sur la ressource en eau et les milieux aquatiques. Le législateur a prévu cette nomenclature pour

[4] Décret n°93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.

assurer une gestion équilibrée et durable de la ressource en eau. Ainsi, la création d'un plan d'eau*, quel que soit le statut de ce dernier, est dorénavant soumise à déclaration ou à autorisation en fonction notamment des seuils de superficie déterminés par plusieurs rubriques de la nomenclature loi sur l'eau. D'après la rubrique 3.2.3.0, tout plan d'eau permanent ou non, dont la superficie est supérieure ou égale à 3 ha est soumis au régime d'autorisation ; si sa superficie est comprise en 0,1 et 3 ha, le plan d'eau est alors soumis à déclaration. Ces seuils peuvent cependant être modifiés dans certaines situations spécifiques.

I.2.1 Règlementation sur la gestion quantitative et lien avec les retenues

La loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006, dite LEMA, a permis d'introduire des mesures législatives visant une gestion durable de la ressource en eau et une résorption des déséquilibres chroniques, à travers la réforme dite des « volumes prélevables »[5]. La circulaire du 30 juin 2008[6] précise notamment les modalités de cette réforme. Elle prévoit entre autres que les Agences de l'eau, aidées des DREAL de bassin, doivent proposer aux préfets coordonnateurs de bassin la liste des bassins en déficit quantitatif [7]. Cette dernière ainsi établie doit être mise en cohérence avec les SDAGEs. Une ressource en eau est considérée faire l'objet d'une gestion quantitative équilibrée lorsque, statistiquement, huit années sur dix en moyenne, les volumes et débits maximums autorisés ou déclarés dans cette ressource, quels qu'en soient leurs usages, peuvent en totalité être prélevés dans celle-ci tout en garantissant le bon fonctionnement des milieux aquatiques correspondants. Il s'agit là de la notion de **volumes prélevables**[8]. La garantie du bon fonctionnement de ces milieux peut, lorsqu'ils existent, s'observer par le respect des débits d'objectif d'étiage[9] (DOE) dans les SDAGE ou les SAGE.

La procédure de **retour à l'équilibre** doit ainsi être engagée ou poursuivie sur tous les bassins en déséquilibre quantitatif. Cette circulaire du 30 juin 2008 fixe ainsi les objectifs généraux visés pour la résorption des déficits quantitatifs :

- l'évaluation des volumes prélevables globaux par les Agences de l'eau et les DREAL de bassin en absence de CLE ;
- l'engagement d'un programme de révision des autorisations de prélèvement dès la connaissance des volumes prélevables pour que le volume total autorisé soit au plus égal au volume prélevable d'ici fin 2014, 2017 ou 2021 selon les bassins ;
- la répartition des prélèvements d'eau à usage d'irrigation agricole pouvant être déléguée, notamment dans le cas de ZRE, à un organisme unique de gestion collective (OUGC) regroupant les irrigants sur un périmètre adapté.

La circulaire du 3 août 2010 relative à la résorption des déséquilibres quantitatifs en matière de prélèvements d'eau précise, quant à elle, que le retour à l'équilibre quantitatif dans les bassins à écart important[10] repose sur un ensemble de mesures visant à encourager les économies d'eau et à **créer, sous certaines conditions, de nouvelles ressources, à savoir des retenues**.

La conférence environnementale de septembre 2013 précise que dorénavant, **seules les retenues de substitution s'inscrivant dans un projet de territoire pourront être subventionnées par les Agences de l'eau**. Ces projets de territoire

---

[5] La circulaire du 30 juin 2008 définit le volume prélevable comme le volume que le milieu est capable de fournir dans des conditions écologiques satisfaisantes, c'est-à-dire qu'il soit compatible avec les orientations fondamentales fixées par le SDAGE, et le cas échéant, avec les objectifs généraux et le règlement du SAGE.

[6] Circulaire du 30 juin 2008 relative à la résorption des déficits quantitatifs en matière de prélèvement d'eau et gestion collective des prélèvements d'irrigation.

[7] Un bassin en déficit quantitatif est dans une situation d'inadéquation entre la disponibilité de la ressource et les prélèvements. Sur ces territoires, l'atteinte de l'équilibre quantitatif est nécessaire pour assurer le respect des objectifs d'état des masses d'eau superficielle et souterraine tout en recherchant la pérennité des principaux usages.

[8] Le volume prélevable doit être entendu comme le volume réellement prélevable dans le milieu durant une période donnée : dans le cas des retenues, à l'exception des retenues de soutien d'étiage, on considèrera leurs conditions de remplissage et non pas les modalités d'utilisation de l'eau stockée.

[9] Les débits d'objectif d'étiage permettent de satisfaire l'ensemble des usages en moyenne huit années sur dix et d'atteindre le bon état des eaux.

[10] Ecart entre le volume prélevé en année quinquennale sèche et volume prélevable supérieur à un seuil de l'ordre de 30%.

ont pour objectif une gestion équilibrée de la ressource en eau, sans détériorer la qualité chimique et écologique des milieux aquatiques, et doivent être le fruit d'une concertation associant tous les acteurs du territoire.

I.2.2 La prise en compte des effets cumulés des retenues dans le cadre de la réforme des études d'impact

Que le projet de création de retenue soit soumis à un régime de déclaration ou d'autorisation, le pétitionnaire est tenu de présenter aux services de l'Etat un document d'incidences qui comporte une analyse de l'ensemble des effets du projet au regard des objectifs de gestion équilibrée et durable de la ressource en eau. Une étude d'impact pourra être exigée soit de manière systématique dans le cas de projets soumis à autorisation au titre de certaines rubriques de la nomenclature loi sur l'eau, soit après vérification préliminaire dite « examen au cas par cas ».

Le décret du 29 décembre 2011[11] porte sur la réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements qui est entrée en application au 1er juin 2012. Cette réforme vise à mieux prendre en compte les effets cumulés des projets. En effet, conformément aux articles R. 122-4 et R. 122-5 du code de l'environnement, **une étude d'impact doit notamment comporter une analyse des effets cumulés du projet avec d'autres projets connus**. Les projets connus sont les projets rendus publics qui, lors du dépôt de l'étude d'impact :

- ont fait l'objet d'un document d'incidences au titre de l'article R. 214-6 et d'une enquête publique ;
- ont fait l'objet d'une étude d'impact au titre du présent code et pour lesquels un avis de l'autorité administrative de l'Etat compétente en matière d'environnement a été rendu public ;

Il est de la responsabilité du pétitionnaire d'identifier les projets connus à l'aide du fichier national des études d'impact.

Un projet de retenue doit être compatible avec le SDAGE, et le SAGE lorsqu'il existe, ce qui est le cas lorsque ce projet n'est pas contraire aux orientations ou aux principes fondamentaux de ces documents. De nombreux SDAGE ont par ailleurs des dispositions demandant aux services de l'Etat de s'assurer que l'impact cumulé des projets de retenue est bien pris en compte lors de l'instruction du projet. De la même façon, les SAGE peuvent avoir édicté des règles visant des opérations pouvant avoir des impacts cumulés significatifs en termes de prélèvement sur leur périmètre.

Encadré 2 : Les SDAGEs 2016-2021 prenant des dispositions concernant les effets cumulés des retenues

Globalement, les SDAGEs 2016-2021 concernant les bassins Rhône-Méditerranée, Loire-Bretagne ainsi qu'Adour-Garonne prennent des dispositions non seulement sur les effets cumulés des retenues mais également des dispositions plus générales sur cette notion d'impact cumulé en prenant notamment exemple sur la séquence « éviter-réduire-compenser ».

Le SDAGE 2016-2021 Rhône-Méditerranée comprend entre autres la disposition 6A-14 « Maîtriser les impacts cumulés des plans d'eau » qui indique que la création de plan d'eau ne doit pas compromettre à court et long terme l'atteinte des objectifs environnementaux dans les bassins-versants concernés, la résilience des milieux aquatiques, les objectifs de la trame verte et bleue, et certains usages dépendant fortement de la qualité sanitaire des eaux.

Le SDAGE Loire-Bretagne 2016-2021 présente également des dispositions qui prennent en compte cette notion d'impact cumulé des retenues dont la disposition 7D-« Faire évoluer la répartition spatiale et temporelle des prélèvements, par stockage hivernal » qui prévoit que ces aménagements, ainsi que leur cumul avec des ouvrages existants sur un même bassin-versant peuvent avoir des impacts sur les milieux qu'il convient d'anticiper.

Enfin, le SDAGE 2016-2021 Adour Garonne prévoit lui aussi des dispositions spécifiques pour identifier les territoires concernés par une forte densité de petits plans d'eau, et réduire les impacts cumulés des plans d'eau. La disposition D12 « Identifier les territoires impactés par une forte densité de petits plans d'eau » prévoit notamment d'identifier d'ici 2018 les sous-bassins versants concernés par une forte densité des « plans d'eau », où il est nécessaire de limiter la prolifération des petits plans d'eau.

[11] Décret n° 2011-2019

I.2.3 Eclairage sur la prise en compte des petites retenues agricoles dans la règlementation étrangère à travers quelques exemples

Les éléments recueillis sur la règlementation des retenues au sein de quelques pays étrangers (Australie, Nouvelle-Zélande, Etats-Unis, Royaume-Uni, Espagne) où cette problématique est prégnante, bien que partiels, soulignent les différences notables avec le contexte français, ainsi que les points de convergence. A priori, l'impact cumulé de ces retenues ne semble, la plupart du temps, pas traité dans les documents consultés. Globalement, la gestion des retenues au sein de ces pays s'effectue soit à l'échelle régionale, soit à l'échelle étatique, avec une règlementation relative à ces petits barrages* agricoles qui diffère selon les régions ou Etats.

L'Australie, qui est confrontée tout particulièrement à des épisodes de sécheresse prolongés et de plus en plus fréquents, a vu le nombre de ses petites retenues agricoles augmenter depuis les années 2000, comme la plupart des autres pays abordés dans cette partie. Le gouvernement australien a par conséquent opté pour une gestion de la ressource en eau qui tente de concilier l'ensemble des usages de l'eau dans les zones de régulation, et qui intègre notamment le système des marchés de l'eau. Cet instrument économique, utilisé également en Californie mais aussi au Chili, reste finalement assez marginal en Australie car il ne représente que 5 à 10 % des volumes prélevés chaque année, même en période de sécheresse. Par ailleurs, la prise en compte de la nécessité de préserver l'environnement, liée à la prise de conscience de la dégradation des milieux aquatiques, a conduit le gouvernement fédéral à axer plus particulièrement ses efforts sur le bassin hydrographique de Murray-Darling, qui constitue la région agricole du sud-ouest australien où les besoins en eau sont les plus élevés par suite de l'occupation agricole du sol. Les quotas de prélèvement d'eau y ont ainsi été revus à la baisse, ce qui a profité à l'environnement. Le gouvernement fédéral australien s'oriente désormais vers une politique de réduction des quotas d'eau, et globalement une limitation des retenues agricoles sur le bassin de Murray-Darling.

Aux Etats-Unis, les petites retenues agricoles sont également très nombreuses et leur construction est de plus en plus contrôlée dans certains Etats, dont la Californie. Les marchés de l'eau californiens jouent un rôle encore plus marginal qu'en Australie, car ils ne représentent que 3% des volumes consommés annuellement. La préservation des milieux aquatiques est apparue dans ce pays notamment grâce à la gestion des débits environnementaux au niveau des infrastructures de taille conséquente.

En Nouvelle-Zélande, les petits barrages agricoles connaissent une importance croissante du fait de la demande en eau toujours plus conséquente, liée notamment à l'agriculture intensive, qui est le principal moteur du développement économique. Le nombre exact de petites retenues agricoles étant mal connu, un travail de recensement de ces ouvrages a été initié par les conseils régionaux d'Auckland et de Northland. Désormais, 98% des prélèvements de 5L/s ou plus réalisés en Nouvelle-Zélande seront mesurés et comptabilisés. La politique de gestion de l'eau instaurée en Nouvelle-Zélande soutient ces infrastructures qui permettent de sécuriser l'accès à l'eau, mais en surveillant tout de même leur développement.

En Angleterre et au Pays de Galles, ce sont les Agences environnementales qui gèrent les licences de prélèvements et de retenues. Grâce à ce système d'attribution de licences, ces deux pays européens contrôlent ainsi combien, où et quand l'eau est prélevée. Ces pays s'appuient sur la procédure CAMS qui évalue grâce aux débits environnementaux (environmental flow indicator) la quantité d'eau disponible pour un prélèvement sur un bassin-versant.

Même s'ils ne sont pas exhaustifs, ces quelques exemples de règlementation des retenues à l'étranger, non transposables en droit français tendent plutôt à montrer que la France dispose d'un socle règlementaire encadrant la construction et la gestion des retenues relativement riche et que les résultats de cette expertise pourraient au final intéresser potentiellement d'autres pays.

I.3 DOMAINES ABORDES PAR L'EXPERTISE

L'expertise aborde les effets des retenues sur le milieu aquatique. Compte tenu de la complexité pressentie du sujet et des attentes fortes qui s'expriment au niveau opérationnel, l'interrogation de la littérature internationale, qui sert de base à toute expertise scientifique collective (ESCo), a été précédée d'une **phase exploratoire** (cf. note sur l'organisation de cadrage de l'expertise en annexe I). Celle-ci a permis de faire l'état des lieux des connaissances et méthodes mobilisées en France, en s'appuyant sur l'analyse de la **littérature opérationnelle** disponible, et de mieux cerner les

champs à investiguer de façon plus approfondie dans le cadre de l'ESCo[12]. Il s'agit dans cette expertise de faire un état des lieux de la littérature académique internationale sur les connaissances, concepts et outils disponibles pour aborder l'effet cumulé des retenues. Une étape ultérieure devra aboutir à la proposition d'éléments méthodologiques pour aborder la question de façon opérationnelle, ainsi qu'à l'identification éventuelle de besoins de recherche.

Les types d'effet[13] abordés ici sont ceux liés à l'hydrologie et l'hydrogéologie du bassin versant, à la dynamique des sédiments et à l'hydromorphologie, aux évolutions physico-chimiques de l'eau, à différents compartiments biologiques : poissons, invertébrés, végétaux, c'est-à-dire les organismes présents dans les zones d'influence des retenues et du cours d'eau. . Les effets des retenues doivent donc être examinés sous l'angle de différentes **caractéristiques fonctionnelles** associées au cours d'eau et que l'on peut regrouper selon ces quatre catégories principales. Ce terme recouvre la dynamique des flux d'eau, des flux et des concentrations de matière associés (matières en suspension, nutriments, contaminants). Il englobe aussi les caractéristiques des compartiments physiques (lit du cours d'eau, retenues) ou biologiques du cours d'eau, ainsi que les interactions entre ces différentes composantes. On examinera les différentes **caractéristiques fonctionnelles** associées à ces différents aspects du cours d'eau, c'est-à-dire les flux, les concentrations quand il y a lieu, les évolutions et l'influence sur les autres compartiments, physiques ou biologiques. Ces différents types d'effets seront considérés à différentes échelles d'espace et de temps. Les oiseaux ne sont pas spécifiquement étudiés parce qu'ils ne sont pas strictement inféodés à une retenue ou au cours d'eau correspondant, et nécessiteraient un cadre d'analyse plus large. Enfin, le changement climatique n'est pas considéré explicitement, bien que l'évolution prévisible des capacités de stockage en eau y soit intimement liée, au moins dans certaines zones géographiques, et qu'il soit susceptible d'influencer également à terme la capacité de remplissage de telles infrastructures. L'effet cumulé des retenues sur les émissions de gaz à effet de serre est en revanche abordé.

La notion d'effets cumulés a été définie au niveau réglementaire au paragraphe I.2.2, on l'entendra ici comme recouvrant l'ensemble des effets induits par l'ensemble des retenues considérées, sur l'ensemble des variables envisagées. On verra au Chapitre II que plusieurs définitions de cette notion sont possibles, plus ou moins larges.

Les aspects sociaux et économiques, s'ils ont été en partie considérés comme éléments de contexte dans le cadre notamment des visites de terrain menées pendant la phase exploratoire, ne font pas partie du champ de l'expertise. En particulier, celle-ci n'aborde pas la question du bien-fondé ou non de la construction d'une retenue du point de vue socio-économique.

Une des difficultés liées à l'étude des retenues d'eau est celle de la diversité des structures auquel ce terme peut faire référence, qu'il s'agisse des usages qui leur sont associés, de leur mode d'alimentation, de leur mode de restitution de l'eau, de la qualité de l'eau qu'elles collectent, ou d'autres caractéristiques de leur environnement. Cette diversité s'accroit encore quand on envisage l'ensemble des retenues existant sur un bassin donné, puisque la distribution dans l'espace des différents types de retenues peut montrer des configurations très diverses. L'effet d'une retenue isolée sur les différents compartiments de l'écosystème aquatique dépendant notamment de son (ses) usage(s), de ses modes d'alimentation et de restitution, **une typologie liée à chacun de ces aspects a été proposée** à l'issue de la phase exploratoire. Elle est présentée dans l'encadré 3 et servira de référence pour le reste du document. On verra toutefois que les informations disponibles dans les articles et documents consultés ne permettent pas toujours d'affecter avec certitude les objets étudiés à l'une ou l'autre de ces catégories.

Encadré 3 : Typologie des retenues

Usages

En première approche, on peut distinguer les usages **1 -** qui ne consomment pas d'eau, en restituant directement au cours d'eau et tout au long de l'année, l'eau interceptée, **2 -** qui n'en consomment pas à l'échelle annuelle mais influencent significativement le régime des débits en stockant et déstockant les flux entrants, et **3 -** qui consomment effectivement de l'eau. A noter que les usages 1 et 2 influencent principalement le régime hydrologique via l'évaporation, voire l'infiltration.

[12] http://www.developpement-durable.gouv.fr/Expertise-scientifique-collective,46310.html

[13] Dans la pratique, il semble que le terme **d'effet,** désigne la résultante d'un processus induit par une cause sans notion de valeur, alors que le terme **d'impact**, est plutôt associé à une notion de jugement (impact positif ou négatif) et suppose donc la définition de critères d'évaluation et de seuils pour juger qu'un impact est positif ou non. Dans ce rapport, qui se concentre sur l'influence des retenues sur le milieu, les deux termes seront utilisés indifféremment, le terme effet est généralement employé dans le sens premier de « résultat, conséquence d'un agent ou phénomène quelconque ».

Les usages de première catégorie sont par exemple les usages de loisirs (attrait paysager, baignade, loisirs nautiques, pêche, mares* de chasse) ou la pisciculture. Ils n'entrainent pas de consommation d'eau mais peuvent avoir des effets par exemple sur la qualité de l'eau. L'usage pour l'hydroélectricité appartient typiquement à la deuxième catégorie. Certains prélèvements pour des activités industrielles peuvent aussi être rattachés à cette catégorie, selon qu'ils restituent l'essentiel de l'eau prélevée ou non au milieu. Les retenues de **restitution / réalimentation**, qui servent à réalimenter le cours d'eau en période sèche et à soutenir les étiages peuvent également être classées dans cette catégorie. La troisième catégorie comprend tous les usages prélevant de l'eau qui ne sera pas restituée directement au cours d'eau : eau potable[14], irrigation, abreuvement du bétail, neige de culture. De façon générale, les retenues peuvent avoir des usages multiples. Les retenues de restitution / réalimentation peuvent aussi se rapprocher de cette catégorie dans la mesure où l'eau qu'elles restituent au cours d'eau est parfois reprise pour l'irrigation.

Mode d'alimentation

On distingue ici essentiellement 5 types de retenues, en fonction de leur position par rapport au cours d'eau et de leur mode de remplissage (Figure 2). Mode d'alimentation et usages ne sont pas strictement indépendants. Ils sont présentés ci-dessous selon un ordre croissant de connexion au réseau hydrographique. La **substitution** désigne la pratique qui permet de prélever l'eau dans le milieu hors période de tension (en automne-hiver dans le cas général) pour la stocker dans une retenue utilisée en été et diminuer d'autant les prélèvements dans le milieu en période d'étiage. Une **retenue** stocke l'eau qui s'écoule de façon gravitaire, alors qu'une **réserve** est remplie par pompage.

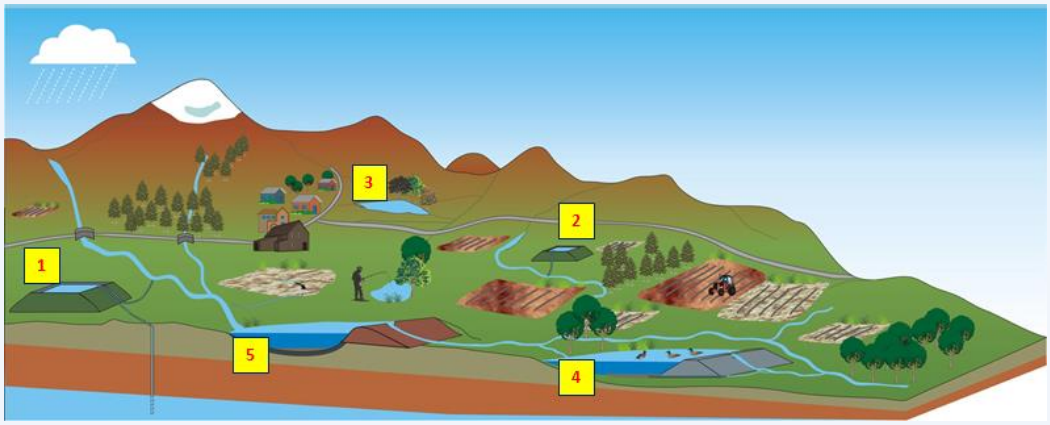


Figure 2 : Emplacement des retenues selon leur type d'alimentation (Source : F. Peyriguer (Irstea) d'après O Douez (BRGM))

1. **Réserve** alimentée par pompage dans **la nappe.** Il s'agit d'une réserve déconnectée du réseau hydrographique superficiel, alimentée strictement par pompage dans un aquifère proche.
2. **Réserve** alimentée par pompage dans **la rivière.** Egalement déconnectée du réseau hydrographique superficiel, elle est alimentée strictement par pompage dans la rivière.
3. **Retenue collinaire.** Ces retenues sont alimentées **par ruissellement** et normalement **déconnectées du réseau hydrographique.** Parce qu'elles sont situées dans des talwegs de manière à intercepter plus de ruissellement, il s'avère que des ouvrages considérés comme des retenues collinaires peuvent être installés **sur des sources ou drainer des nappes** : il s'agit alors en réalité de retenues sur cours d'eau, qui devraient être soumises aux règlementations de ce type d'ouvrage (notamment débit minimum).
4. **Retenue en dérivation.** Une telle retenue s'apparente à une réserve alimentée par pompage dans la rivière (**2**), mais l'alimentation est ici gravitaire. Toutefois, la déconnexion de la retenue une fois celle-ci remplie est rarement complète, et souvent seul un débit minimum, parfois busé depuis l'amont de la retenue, assure la continuité hydrique du cours d'eau.
5. **Retenue en barrage.** Ce type de retenue est situé sur un cours d'eau : sauf dispositif particulier de débit minimum (avec prise de l'eau en amont), toute l'eau qui rejoint le cours d'eau à l'aval a transité par la retenue.

Certaines retenues peuvent être alimentées par écoulement d'eau pluviale urbaine ou d'eaux usées traitées provenant de stations d'épuration ou d'industries ; elles ne seront pas abordées spécifiquement ici.

La demande d'expertise abordait a priori l'ensemble des types de retenue, notamment sans limite explicite de capacité, sans toutefois aller jusqu'aux très grands ouvrages. Pour fixer les idées, l'étude Inter-Agence, déjà évoquée, se limitait aux retenues d'un volume inférieur au million de m^3, alimentées par de l'eau de surface. A l'inverse, Bergkamp et al[15], dans un rapport sur l'influence des barrages sur les fonctions des écosystèmes, définissent les grands ouvrages comme ceux ayant une hauteur de digue supérieure à 15 m ou une hauteur comprise entre 5 et 15 m et un volume supérieur à 3

[14] Il est considéré généralement que les prélèvements pour eau potable sont quantitativement restitués à hauteur de 80% : pas toujours dans le même milieu, ni au même moment, et généralement avec une altération sensible de qualité.

[15] Bergkamp, G., M. McCartney, P. Dugan, M. J. and M. Acreman (2000). Dams, Ecosystem Function and Environemtnal Restoration, WCD Thematic Review Environmental Issues II.1. W. C. o. Dams: 187.

millions de m^3. C'est l'ordre de grandeur considéré comme maximal dans le cadre de cette expertise, sans qu'il s'agisse d'une limite absolue si des connaissances ou informations disponibles pour des retenues plus grandes s'avéraient pertinentes. Les retenues de réalimentation, se situent à la limite de cette gamme de taille, étant souvent d'un volume excédant le million de m^3, et ne sont donc qu'en partie couvertes par l'expertise. En termes de surface, les retenues considérées vont donc de quelques dizaines ou centaines de m^2 à une dizaine d'hectares.

Tableau 2 : Domaines abordés et types de retenues concernés par l'expertise

Thématiques abordées		Hydrologie hydrogéologie	Physico-chimie (température, oxygène, azote, phosphore, métaux lourds, pesticides, gaz à effet de serre). Qualité des eaux		Transport solide. Hydro-morphologie	Ecologie (notamment bio indicateurs, végétation, macroinvertébrés, amphibiens, poissons)
Types de retenues considérés	**Usages**	Essentiellement Pêche, loisirs, pisciculture, irrigation, agrément	Retenue pour réalimentation (de volume conséquent)		Retenue d'eau pour neige à canon. Références très limitées. Méritent une expertise propre	
	Type d'alimentation	Pompage dans la nappe (réserve de substitution)	Pompage dans le cours d'eau (réserve de substitution)	Ruisselle ment, source (retenue collinaire)	Retenue en dérivation	Barrage en rivière

I.4 DEMARCHE ADOPTEE POUR L'EXPERTISE SCIENTIFIQUE COLLECTIVE

I.4.1 Les enseignements de la phase exploratoire

Cette première étape, qui a exploré la littérature opérationnelle a montré qu'à **l'échelle d'une seule retenue**, de nombreuses données et connaissances étaient déjà disponibles pour aborder l'effet des retenues de taille importante, à l'inverse des retenues de faible taille, notamment des retenues collinaires, pour lesquelles les données sont beaucoup moins nombreuses. L'analyse a toutefois montré que les informations étaient souvent de nature qualitative, ou le contexte de la retenue pas assez explicité pour que les facteurs déterminant le fonctionnement du système soient suffisamment caractérisés et qu'il soit facile de transposer/remobiliser les connaissances dans un autre contexte que celui où elles ont été acquises.

Pour ce qui concerne **les effets cumulés**, l'hydrologie et l'hydrogéologie semblent actuellement les domaines les plus à même de les aborder, entre autres par le biais de la modélisation. Le type de modélisation à mettre en œuvre reste toutefois à préciser, notamment en fonction des besoins émanant de l'évaluation de l'effet des retenues sur les autres variables du système (transport solide, physico-chimie, écologie). De par son rôle de vecteur, l'hydrologie pilote en effet en grande partie ces autres composantes, mais les paramètres clés ne sont pas forcément les mêmes pour toutes ces composantes. On peut citer par exemple a priori : les débits forts pour le transport solide et l'hydromorphologie, les débits caractéristiques pendant les périodes critiques pour les organismes aquatiques (étiage, reproduction …), la saisonnalité des débits pour la qualité physico-chimique de l'eau. Par ailleurs, certaines méthodes permettant de faire le lien entre les altérations du régime hydrologique associées au cumul de retenues et les altérations d'habitat sont déjà mobilisables et permettent ainsi pour partie d'évaluer les effets induits sur les organismes aquatiques par les modifications hydrologiques. Elles sont toutefois axées essentiellement sur les étiages et sur les habitats piscicoles, et n'abordent les effets cumulés que comme la somme d'effets individuels : elles méritent d'être complétées pour rendre compte des interactions entre les processus écologiques conditions hydrologiques et physico-chimiques, et des effets de seuil qui en résultent certainement pour les compartiments biologiques. Enfin, cette première étape a montré que certaines métriques biologiques sont sensibles à la présence de retenues : elles peuvent déjà ainsi permettre de réaliser

un diagnostic de l'état initial avant implantation d'une retenue, voire de discuter de l'acceptabilité de certaines retenues. Elles n'autorisent toutefois pas encore une démarche prédictive, qui permettraient d'anticiper l'impact attendu d'une ou de nouvelle(s) retenue(s) sur certains compartiments biologiques.

D'un point de vue opérationnel, cette première phase a mis en évidence la nécessité pour les acteurs en charge de l'évaluation de l'impact cumulé des retenues de **disposer de données, sous une forme facilement interrogeable et mobilisable**. Cela parait un préalable indispensable à la mise en œuvre de méthodes adaptées à la problématique, qui s'appuieront nécessairement pour conduire à des résultats pertinents sur un ensemble de données cohérent et de précision suffisante.

I.4.2 Les limites et les questions en suspens mises en évidence par la phase exploratoire

L'analyse de la littérature opérationnelle qui a été réalisée a permis d'identifier certains points sur lesquels porter particulièrement l'attention dans les recherches bibliographiques sur la littérature internationale, y compris à **l'échelle d'une retenue isolée** :

- Pour ce qui concerne l'hydrologie et l'hydrogéologie, la quantification de l'évaporation et de l'infiltration depuis les retenues est apparue comme une source potentielle d'incertitude. Par ailleurs, l'effet des retenues sur les échanges nappe-rivière et le fonctionnement de la zone hyporhéique, avec les conséquences possibles sur le fonctionnement écologique du cours d'eau doit être abordé.
- Pour ce qui concerne la physico-chimie, la nécessité de mieux caractériser les facteurs d'influence, et de mieux quantifier les processus a été mise en évidence. En particulier, il semble nécessaire pour aborder le cumul d'envisager une approche en flux/variation de stock, alors que les données et connaissances disponibles sont le plus souvent basées sur des mesures de concentration en conditions hydrologiques hors crue, qui ne peuvent suffire dans cette optique. L'eutrophisation, qui semble fréquente dans les retenues, mérite également une attention particulière, de même que la production de gaz à effet de serre qui, si elle n'apparait pas significative pour une retenue individuelle pourrait le devenir pour un grand nombre de telles structures et jusqu'à l'échelle mondiale.
- Il apparait que la sécurisation de l'accès à l'eau induite par la présence de retenues sur un bassin versant est susceptible d'influencer son fonctionnement hydrologique et physico-chimique, à la fois par l'évolution des cultures et pratiques culturales qu'elle autorise, et par l'évolution du système sol-plante-atmosphère qu'elle induit. Ce point mérite d'être investigué.
- Du point de vue du transport sédimentaire, quand il est cité, c'est le plus souvent de façon globale : les fractions fines et grossières ne sont pas distinguées alors que leur devenir en présence d'une retenue est très différent. Là aussi, les données en crue sont rares, sinon inexistantes. Il convient donc d'investiguer ces aspects, à la fois pour la production en versant, le dépôt et la remobilisation (des particules et des éléments associés) en retenue, et pour l'influence sur le cours d'eau à l'aval.
- Pour l'écologie, les connaissances sur l'influence des petites retenues, et notamment des retenues collinaires, sur l'écologie de la zone avoisinant la retenue et de son aval sont assez limitées. Il convient donc d'explorer la littérature internationale sur cet aspect et éventuellement élargir la recherche à des systèmes potentiellement proches en termes de fonctionnement : mares et étangs*, marais, têtes de bassin versant, cours d'eau intermittents, en tentant de dégager les déterminants de leur fonctionnement et dysfonctionnement éventuels, et d'identifier des descripteurs de fonctionnement pertinents.

Cette phase a également mis en évidence **le besoin d'un cadre conceptuel permettant d'organiser les connaissances et éléments de méthodes** pour aborder la question des effets cumulés des retenues. L'expertise s'attachera donc à repérer dans la littérature existante les cadres conceptuels déjà élaborés pour l'étude de l'effet cumulé des retenues sur les milieux, mais aussi plus largement dans des études relatives à d'autres types de plans d'eau distribués sur les bassins versants, ou même dans le cadre d'évaluations d'effets cumulés portant sur d'autres thématiques.

On pressent que la question de **l'organisation spatiale des retenues dans le paysage** est importante, et il convient d'appréhender l'influence de cette organisation sur les flux d'eau ou de matière, ainsi que sur les communautés biologiques en place et leur évolution, mais aussi d'investiguer la capacité à caractériser cette distribution, à la fois en termes de position des retenues dans le bassin versant et par rapport au cours d'eau, et en termes de caractéristiques de

ces objets (surface, volume, usages de l'eau, dynamique de prélèvement et de restitution de l'eau quand il y a lieu). L'étude InterAgence avait proposé des indicateurs pour évaluer les impacts cumulés des retenues : on recherchera si d'autres indicateurs ont été proposés dans la littérature scientifique et testés dans des contextes différents.

I.4.3 La démarche adoptée

Outre les questions spécifiques énoncées plus haut, les recherches bibliographiques de la phase 2 de l'expertise ont, pour chaque thématique, abordé en premier lieu **l'influence d'une retenue isolée**. Pour cela, les experts se sont attachés à identifier, quand ceux-ci étaient disponibles, les éléments de contexte et les caractéristiques propres de la retenue, pour permettre d'une part **d'identifier les facteurs influents**, et d'autre part de juger de la possibilité de transposer, ou non, les résultats ou connaissances à d'autres contextes. Le fonctionnement de la retenue et son influence d'une part sur la qualité du plan d'eau créé et d'autre part sur le cours d'eau aval (voire sur le cours amont et la zone avoisinante dans le cas de la biologie) sont distingués. Les méthodes d'étude sont également analysées, en fonction notamment de leur contexte d'application et des données disponibles. Ensuite, la même démarche a été adoptée pour **l'influence cumulée d'un ensemble de retenues**. Enfin, pour chaque thématique, une partie conclusive revient sur l'essentiel des connaissances, outils et méthodes analysés, et interroge les liens possibles avec les autres compartiments, pour tenter de dépasser la seule approche mono-thématique des effets cumulés des retenues sur l'environnement. Il s'agit d'expliciter la façon dont la modification « immédiate » de certaines composantes (impact qualifiés sur la figure de 1er ordre) en influence d'autres en cascade (impacts de 2ème et 3ème ordre). La Figure 3 propose un tel cadre qui peut s'appliquer pour une retenue isolée. Pour **aborder l'effet cumulé des retenues sur un bassin versant**, il convient d'appréhender **les dimensions spatiale et temporelle des processus, et notamment les interactions possibles entre retenues**. La prise en compte des effets à long terme (création de stocks, interactions avec le réchauffement climatique) est indispensable.

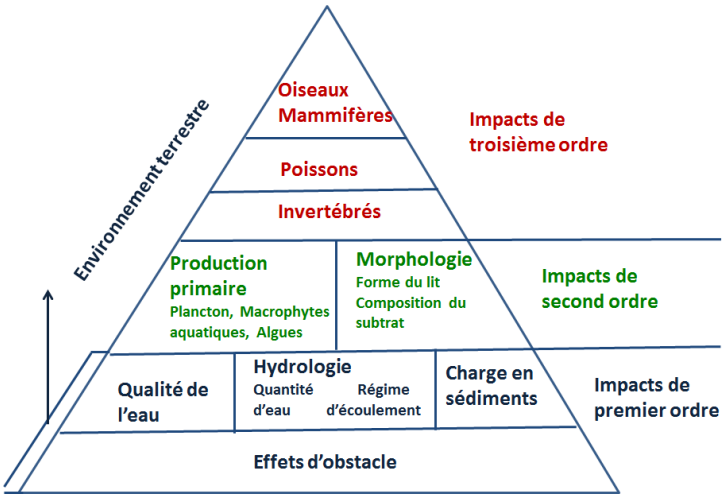


Figure 3 : Exemple de cadre pour évaluer l'impact de réservoir sur les écosystèmes d'une rivière (Bergkamp et al, repris de Petts, 1984).

Les requêtes bibliographiques ont été formulées pour couvrir les questions énoncées plus haut, pour chaque ensemble de caractéristiques fonctionnelles (hydrologie-hydrologéologie transport solide-hydrolorphologie ; qualité physico-chimique de l'eau ; biologie). Pour aboutir à un corpus tout à la fois exploitable et assez vaste, elles ont dû être modulées soit pour restreindre la zone géographique couverte (exclusion des zones tropicales pour ce qui porte sur les nutriments par exemple), la période considérée (références postérieures à 2000 pour la bibliographique concernant une seule retenue pour la physico-chimie), soit au contraire pour élargir aux retenues de grand volume (cas du transport solide) ou aux autres plans d'eau naturels (lacs), soit encore en acceptant de ne pas toujours connaitre la nature des objets considérés (cas de l'écologie, où le type de plan d'eau étudié n'est pas toujours spécifié : mare, étang, retenue). On verra que cette démarche, qui nous a semblé la seule pragmatique, conduit à des analyses thématiques qui ont pu au final porter sur des ensembles d'objets relativement différents. Par ailleurs, il convient de noter que malgré l'accent mis dans les requêtes sur l'effet cumulé des retenues, sur un corpus d'environ un millier de références, seule une faible proportion

d'environ 10 à 25 % (un peu plus élevée pour l'hydrologie) est effectivement relative au cumul, bien que l'on ait inclus des objets autres que les seules retenues concernées par l'expertise (grands barrages, lacs, zones humides).

Quelques exemples des questions auxquelles l'expertise (avec ses 3 phases) cherche *in fine* à apporter, soit directement des éléments de réponse, soit des éléments de méthode pour les aborder, sont pour un bassin donné :

- **Y a-t-il des effets avérés d'un ensemble de retenues sur l'hydrosystème et son environnement ? Quels sont-ils ? Comment sont-ils mesurés ? Existe-t-il des indicateurs pertinents pour en rendre compte ?**
- **A volume équivalent, quels sont les effets de nombreuses petites retenues versus quelques grandes ? Quels sont les effets de leur position dans le paysage –y compris par rapport au réseau hydrographique- ?**
- **Peut-on prédire les effets d'équipements futurs ?**
- **Y a-t-il des effets seuil pouvant conduire à un changement de fonctionnement de certaines composantes du bassin versant ? Quels risques de dégradation de la qualité du milieu en résulte t il ?**
- **Y a-t-il des hypothèses fortes mais non encore totalement avérées sur les effets d'un ensemble de retenues ? Quels sont les besoins de recherche pour tester ces hypothèses ?**
- **Quelles sont les compétences, outils, méthodes et données, nécessaires pour aborder ces questions ?**

I.4.3.a Plan du rapport.

Avant d'aborder spécifiquement l'effet des retenues sur les différentes composantes des milieux aquatiques, ce rapport présente tout d'abord des éléments plus généraux sur les méthodes d'évaluation des effets cumulés liés à des projets spécifiques, ou plus globalement aux activités humaines. Ce chapitre permet de souligner les questions méthodologiques et de gouvernance qu'implique une démarche d'évaluation des effets cumulés. Il permet aussi de définir les concepts mobilisés, et auxquels la suite du rapport fait appel, parfois de façon implicite. Le rapport aborde ensuite successivement les différents ensemble de caractéristiques fonctionnelles énoncées plus haut et dans un ordre qui répond au schéma causal de la Figure 3 : influence des retenues sur le fonctionnement hydrologique et hydrogéologique d'un bassin versant (Chapitre IV), sur le transport solide et l'hydromorphologie des cours d'eau (Chapitre V), sur la qualité physico-chimique de l'eau (Chapitre VI), et enfin sur la biologie des milieux aquatiques et de leurs environs (Chapitre VII). Chaque chapitre aborde successivement l'effet d'une retenue seule puis l'effet du cumul de retenues, en soulignant à chaque fois les méthodes utilisées, les types d'outils disponibles, et le type d'objets étudiés. Dans la mesure du possible, on aborde à la fois le cours d'eau, la retenue comme nouveau milieu, et le milieu qu'elle a remplacé.

Comme cela a déjà été souligné, il n'a pas été toujours possible de se limiter aux seules retenues de taille modérée qui font l'objet de cette expertise. Dans ce cas, le rapport essaie de préciser les résultats qui apparaissent directement transposables aux petites retenues, ou ne peuvent l'être que d'un point de vue méthodologique. Compte tenu de l'importance que revêt la caractérisation des retenues sur un bassin versant, qui revient de façon récurrente pour chaque thématique, un chapitre est consacré à l'état de l'art sur ce point (Chapitre III), pour mieux cerner ce que permettent les méthodes actuelles, notamment dans le domaine de la télédétection, à la fois d'un point de vue théorique et dans une optique opérationnelle.

La conclusion générale tente d'extraire les enseignements utiles pour aborder l'évaluation de l'influence cumulée des retenues de façon pertinente ; elle met également en avant les lacunes et besoins de connaissances que l'expertise a permis d'identifier.

Chapitre II METHODES D'EVALUATION DES EFFETS CUMULES

Il a paru intéressant, avant d'aborder plus spécifiquement l'effet cumulé des retenues sur le milieu aquatique, d'interroger la littérature internationale sur les méthodes d'évaluation d'effets cumulés dans un contexte plus large, afin d'identifier de façon générale les concepts en jeu, les aspects qu'il est souhaitable de prendre en compte dans une telle démarche, et de déterminer si elle pouvait fournir des éléments de « cahier des charges » pour élaborer une méthode adaptée au cas des effets cumulés des retenues. La littérature traitant de l'évaluation des effets cumulés d'actions de l'homme sur l'environnement est essentiellement nord-américaine, notamment canadienne, et prend sa source dans les années 1980. Les articles issus de pays européens sont plus récents, liés probablement à la transcription dans les pays membres de la directive sur les études d'impact (85/337/EEC).

Le constat est qu'au contraire des méthodes d'évaluation d'impact environnemental « simples », **les évaluations d'effets cumulés (CEA pour Cumulative Effects Assessment**) sont majoritairement reportées dans des sources non publiées, et n'ont que peu diffusé dans la littérature académique, car elles sont le plus souvent menées par des acteurs évoluant dans le secteur opérationnel, et non scientifique . Par ailleurs, la littérature accessible traite le plus souvent de façon théorique d'évaluation d'effets cumulés, ou dans le cadre d'études générales de planification, abordant alors souvent de larges régions ; elle n'aborde quasiment jamais des CEA menées dans le cadre d'études d'impact environnemental relatives à un projet donné. Cette limite dans le champ couvert par la littérature académique est susceptible d'entrainer un biais dans l'analyse qui en est faite, qu'il conviendra de garder à l'esprit. Une solution proposée pour infléchir cette tendance consiste à utiliser des forums pour porter ces études à connaissance et faire progresser la pratique du CEA.

L'évaluation des effets cumulés dans un contexte donné mobilise des définitions et concepts dont il est nécessaire qu'ils soient partagés par les différentes parties prenantes pour assurer que les résultats de l'évaluation soient acceptés.

II.1 DEFINITIONS ET CONCEPTS UTILISES POUR L'EVALUATION DES EFFETS CUMULES

II.1.1 Différents types d'effets cumulés

Le terme utilisé en général dans la littérature est plutôt celui **d'effets cumulés** que **d'impacts cumulés,** sans que la nuance entre les deux termes soit clairement explicitée. Dans notre texte nous utiliserons indistinctement ces deux termes pour exprimer les conséquences de la mise en œuvre d'aménagements ou de projets. Tout d'abord, les effets cumulés peuvent être **homotypiques** ou **hétérotypiques,** selon respectivement qu'ils résultent de multiples développements du même type ou qu'ils soient causés par la combinaison de deux ou plusieurs projets ou aménagements différents. On peut aussi les distinguer selon qu'ils se développent selon un **processus additif ou incrémental**, un processus **supra-additif** (l'effet cumulé est plus important que la somme des effets), ou au contraire **infra-additif** (l'effet cumulé est moindre que la somme des effets). L'impact total est alors égal à la somme des impacts des aménagements et des effets d'interaction (négatifs ou positifs selon que les effets soient infra ou supra additifs). Enfin, les effets cumulés peuvent aussi être classés comme **directs, indirects ou multivariés** : les effets directs correspondent au cas d'une réponse simple (c-a-d de 1er ordre comme indiqué en Figure 3 de l'environnement aux modifications induites par la mise en œuvre des projets (stimuli); les effets indirects au cas où les réponses sont des relations de seconde ordre ou plus élevé ; les effets multivariés correspondent à des réponses à des stimulis multiples, avec des inter-relations. Les réponses indirectes et multivariées sont plus complexes, moins bien comprises et plus difficiles à quantifier. Une évaluation d'impacts cumulés doit aborder ces trois types de réponses (directes, indirectes et multivariées).

Ces définitions reflètent la diversité des types d'effets cumulés que peut subir un système, et la difficulté à définir le champ de ce que doit effectivement recouvrir une évaluation d'effets cumulés. On constate ainsi que les définitions associées aux « effets cumulés ou « impacts cumulés » varient selon les textes règlementaires ou les articles abordant la question, les auteurs allant parfois jusqu'à proposer leur propre définition pour qu'elle soit cohérente avec la perception qu'ils ont de ce que doit être une CEA. Les nuances entre les différentes définitions portent notamment sur les projets qui doivent être considérés dans l'évaluation : certaines conduisent à une notion d'impacts cumulés liée à l'accumulation d'effets en lien avec des développements et aménagements divers, alors que d'autres conduisent plutôt à une notion d'effets qui s'accumulent à travers le temps du fait d'un aménagement donné. Une autre définition courante, qui est celle utilisée aux Etats Unis, considère l'impact cumulé comme l'impact sur l'environnement qui résulte de l'effet incrémental d'une action, quand celle-ci s'ajoute aux autres actions passées, présentes et raisonnablement prévisibles, sans tenir compte de quel organisme ou personne entreprend ces autres actions (Council on Environmental Quality (CEQ) regulations. Section 1508.7). La définition de ce qu'on peut considérer comme « action raisonnablement prévisible » est elle-même assez délicate, et dépend de la gamme des scénarios d'évolution que l'on considère. Il semble donc nécessaire que les parties prenantes s'entendent sur ce qui est entendu par « impacts cumulés » et décident notamment, dans le cas d'une action concrète donnée : (i) si les impacts cumulés sont relatifs aux impacts intégrés dans le temps de l'action proposée sur la ressource environnementale d'intérêt ; (ii) si les impacts cumulés se réfèrent à l'intégration dans le temps des impacts de l'action proposée sur toutes les ressources d'environnementales d'intérêt en un point donné ; (iii) si les impacts cumulés incluent tous les aménagements existants ou les facteurs susceptibles de provoquer des impacts dans les environs de l'action proposée, y compris tous les aménagements passés, mêmes ceux qui ne sont plus en cours, mais dont les effets sont encore perceptibles ; (iv) si les relations synergiques et antagonistes liées aux effets environnementaux doivent être considérées. On voit que la réponse conditionne l'échelle de temps et d'espace à considérer pour la CEA, ainsi que le nombre et la nature des projets ou aménagements à intégrer dans l'analyse. La présente expertise relève plutôt du troisième cas, mais en considérant ensemble plusieurs effets environnementaux, parfois synergiques, parfois antagonistes, elle peut de fait alimenter aussi la dernière définition du cumul.

II.1.2 Etat initial, état de référence, métriques et seuils

L'évaluation des impacts cumulés consiste à estimer l'impact d'une action planifiée sur un récepteur, en combinaison avec d'autres actions. Un récepteur environnemental est défini comme n'importe quelle caractéristique écologique qui est sensible à une action : **l'identification des récepteurs à risque** pour une action proposée est donc essentielle, de même que la définition de métriques adaptées pour quantifier leur évolution. Ces récepteurs à risque sont souvent associés à la notion de composante environnementale d'intérêt, **Valued Environmental Component (VEC)** en anglais. Dans le cas où l'on considère par exemple l'effet d'une action sur la biologie, cela suppose d'identifier les espèces et les stades de développement qui seront considérées. Des métriques sont nécessaires pour caractériser l'état du système (via les VEC considérées) et son évolution potentielle. Les métriques utilisées sont souvent des **indicateurs ou indices** composites, construits à partir de l'agrégation de variables renseignant sur l'état du système, de telles façon que l'information résultante soit utile aux décisionnaires et aux parties prenantes. Pour être pertinentes, ces métriques doivent pouvoir être confrontées à des gammes de valeur et/ou des seuils permettant de caractériser l'état du système et son écart par rapport à sa référence, et d'identifier les composantes de l'environnement les plus susceptibles d'être impactées, ou de constater que certaines de ces composantes sont déjà affectées. Là aussi, il semble important que des métriques communes puissent être utilisées par plusieurs CEA, ce qui suppose de **développer ou adapter des référentiels communs, pertinents sur une zone ou dans un contexte donné**. **La définition de seuils permettant de décider que des effets sont acceptables et/ou insupportables pour l'écosystème doit également être explicitée**.

La caractérisation **de l'état initial** de l'environnement au moment du CEA passe par la confrontation à un **état de référence**. Celui-ci est défini comme l'état d'un site où les conditions sont telles que le biote y est le produit de processus évolutifs naturels et biogéographiques, en l'absence relative d'effets de l'activité humaine moderne. Il peut advenir qu'il n'existe pas de mesure de référence pour un récepteur, et que son état au moment des évaluations individuelles soit pris comme référence. La non intégration des données historiques est connue comme le **syndrome de la référence glissante** (shifting baseline syndrome) et peut conduire au fil du temps à une dégradation du récepteur. La comparaison entre états de référence et initial est une étape essentielle du CEA, qui dans certains cas (cf les méthodes plus bas) constitue

même l'essentiel de l'évaluation. Elle permet en effet d'identifier les tendances issues du passé, ainsi que les activités humaines passées ou en cours et leur résultantes, de mieux cerner les enjeux pour les différentes VECs , et le cas échéant de définir des objectifs réalistes. Enfin, une bonne connaissance des actions passées et de leurs effets cumulés, qui suppose une définition pertinente de l'état initial, pourrait être mise à profit pour atténuer les effets cumulés : atténuer les effets des développements présents et passés, quand c'est possible, pourrait parfois permettre d'améliorer l'état du milieu et ainsi d'envisager de nouveaux projets, sinon non acceptables compte tenu de leurs effets cumulés attendus avec les développements passés.

II.2 METHODES EXISTANTES

Différentes classifications existent pour les méthodes de CEA, qui diffèrent par l'angle d'entrée adopté : objectifs visés, type d'outils utilisés, données mobilisées. Une méthode doit être capable de rendre compte des trois composantes causales suivantes :

- les sources des changements environnementaux cumulés (**Cumulative Environnemental Change** en anglais : **CEC**), pouvant émaner d'activités simples ou multiples, de nature similaire ou non ;
- les trajectoires ou processus d'accumulation, avec des CEC qui s'accumulent dans le temps et l'espace de façon additive ou interactive ;
- les différents types d'effets cumulés.

On retiendra essentiellement deux classifications, dont on verra qu'elles ne sont pas indépendantes.

II.2.1 Approches basées sur les facteurs de stress (Stressor-based) vs approches basées sur les effets (Effect-based)

On peut distinguer les méthodes basées sur les stress ou perturbations (stressor-based en anglais) et les méthodes basées sur les effets (effect-based).

Les approches « stressor-based » consistent à décrire le projet considéré, identifier les facteurs de stress potentiels associés aux différentes phases du projet, identifier les récepteurs environnementaux ou les composantes de l'écosystème auxquelles on attribue de la valeur (Valued Ecosystem Components : VECs), et identifier enfin les trajectoires d'effet induites par l'interaction entre facteurs de stress et VECs. Cette dernière étape suppose la compilation de données disponibles. Les effets résiduels sont alors déterminés après la prise en compte des éventuelles mesures de compensation, et leur importance comparée à des seuils, le plus souvent définis en fonction d'objectifs d'aménagement du territoire. Cette approche est considérée comme efficace pour identifier les impacts locaux potentiels de projets spécifiques sur les composantes de l'environnement ; elle est toutefois limitée en ce que son application suppose que tous les facteurs de stress associés à un projet spécifique soient connus, et les interactions entre facteurs de stress et composantes de l'écosystème caractérisées pour le contexte considéré, ce qui n'est pas toujours le cas.

Les approches « effect-based » ont été développées plus récemment au Canada et visent une échelle plus large que les précédentes (plusieurs centaines de milliers de km² dans les exemples), en considérant l'état actuel de l'environnement comme résultant de perturbations antérieures (encore en cours ou passées) et en essayant d'identifier les sources non connues de stress et leurs interactions à une échelle plus large. Une des limites majeures de cette approche est qu'elle ne permet pas de démarche prédictive : une source de stress n'est identifiable qu'après qu'un effet induit ait été mesuré. Elle suppose de plus de disposer d'un large ensemble de données, couvrant une longue période. Son apport principal est l'identification des seuils qui ont déjà été franchis, l'évaluation de la capacité de l'environnement récepteur à être soumis à des stress anthropiques supplémentaires, et l'identification des facteurs de stress sur lesquels porter l'attention.

Les auteurs adoptant cette classification concluent que ces deux approches sont en fait complémentaires, l'approche basée sur les effets devrait précéder celle basée sur les facteurs de perturbation, et celle-ci devrait être suivie, dans le cas où un projet est effectivement mis en œuvre, par une campagne de suivi permettant d'évaluer si les effets constatés sont conformes aux prédictions, pour permettre d'améliorer la connaissance d'une part, et adapter les mesures de gestion le cas échéant d'autre part (Figure 4).

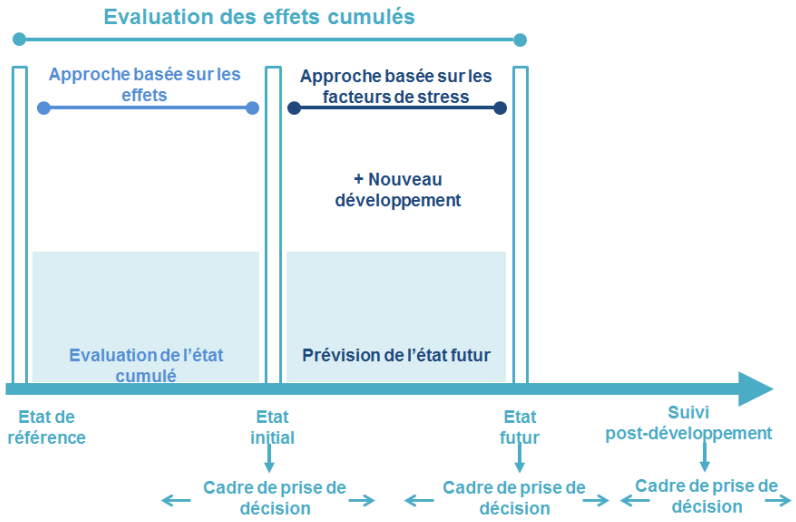


Figure 4 : Une proposition pour l'évaluation d'effets cumulés intégrant des évaluations effect-based et stressor-based, des cadres de prise de décision (DMF = Decision Making Framework) et un suivi post-développement (Dube and Munkittrick 2001). « Reference condition » désigne ici l'état de référence abordé dans le paragraphe sur la définition des états initial et de référence, et « Existing condition » l'état initial c-a-d actuel. « Future condition » est l'état résultant du projet, prédit par l'approche basée sur les effets, puis observé par le suivi post-projet

II.2.2 Approches analytiques vs approches de planification

Une autre classification peut être proposée, qui distingue **approches analytiques et approches de planification**. Pour les premières, l'évaluation des effets cumulés est une activité qui génère essentiellement de l'information, en se basant sur une analyse et une démarche scientifiques, pour générer un flux d'information vers les décideurs, afin qu'ils puissent prendre des décisions fondées. Pour les deuxièmes, les principes de la planification sont utilisés pour déterminer une hiérarchie dans un choix d'allocation de ressources. Le choix final est dans ce cas basé sur des normes sociales explicites, qui fondent les règles de décision pour comparer et hiérarchiser des scénarios alternatifs, et aboutir à un compromis entre objectifs environnementaux, économiques et sociaux. Ici l'évaluation des impacts cumulés est vue comme un corollaire de la planification globale : elle va donc plus loin que la fonction analytique de collecte d'information, analyse et interprétation, pour inclure également une évaluation quantitative des critères considérés, une orientation multi-objectifs et une prise de décision participative. Pour rendre compte correctement des trois points énoncés plus haut (sources multiples de changements ; processus d'accumulation additifs ou interactifs ; effets cumulés de natures diverses), une méthode doit idéalement pouvoir représenter :

1. **L'accumulation temporelle** des effets, qui advient quand l'intervalle entre une perturbation et les suivantes est trop court pour que le système, une de ses composantes ou un processus en jeu puisse récupérer de cette perturbation. Le respect de ce critère suppose donc que la méthode d'évaluation puisse considérer à la fois la durée et la fréquence des perturbations. Elle doit aussi pouvoir intégrer un horizon de temps long pour détecter les changements induits à long terme, ou les effets retard.
2. **L'accumulation spatiale** des effets, qui se produit quand la distance spatiale entre perturbations est plus petite que la distance requise pour supprimer ou disperser les perturbations. Une méthode d'évaluation doit pouvoir rendre compte de l'échelle géographique à laquelle se manifestent les perturbations, permettre de définir les limites spatiales de l'étude en cohérence, et permettre de représenter la façon dont les perturbations et leurs effets sont différentiés dans l'espace. Elle doit aussi pouvoir prendre en compte à la fois les flux/mouvements à travers les frontières à la même échelle (par ex intrarégionale) tout comme entre les différentes échelles (local à régional puis global). La capacité à considérer la distribution spatiale, notamment surfacique est particulièrement importante, parce que l'évaluation des effets cumulés est souvent menée dans un contexte régional.
3. Les différents **types de perturbation,** qui proviennent de sources multiples, ou de perturbations provenant de la même source, mais répétée dans le temps ou l'espace.
4. **Les processus d'accumulation,** qui résultent des relations qui lient cause et effet. Une méthode doit pouvoir rendre compte de la façon dont le système évolue.

5. **Les effets fonctionnels, c.-à-d.** l'altération des processus (flux d'énergie, cycle de nutriments, succession) ou les modifications des propriétés fonctionnelles (par ex : capacité d'assimilation, de transport, dépassement de seuil modifiant le fonctionnement du système). Ceci implique de pouvoir prendre en compte des changements évolutifs dans le temps, d'accumulation dans le temps, des effets retard ou des effets liés à des seuils de déclenchement.
6. **Les effets structurels**, qui incluent les changements de populations, la modification d'habitat, et les altérations des ressources géophysiques (air, eau, sol). Comme pour les effets fonctionnels, une méthode doit être capable d'identifier, d'analyser et d'évaluer les changements structurels dans le système environnemental, une de ses composantes ou processus. Ce type de changement est perçu comme essentiellement spatial ; il suppose de pouvoir prendre en compte l'accumulation spatiale, les effets de fragmentation ou les flux entre frontières.

Ces critères permettent surtout d'évaluer la composante analytique, plus que de planification de ces méthodes. En général, les méthodes appréhendent mieux la dimension spatiale que la dimension temporelle. Ceci est en partie lié à la disponibilité limitée de données antérieures, mais reflète surtout une **difficulté inhérente à prendre en compte des processus variant dans le temps**. Par ailleurs, la nature variable et aléatoire des processus complique leur intégration dans nombre de méthodes. Ceci suggère que les **développements futurs soient plutôt orientés vers des méthodes capables d'analyser et évaluer les trajectoires d'accumulation**. **Les méthodes basées sur la modélisation**, par exemple via des modèles de simulation numériques, et s'appuyant sur des **systèmes d'information géographiques semblent actuellement celles qui permettent d'appréhender la problématique de l'évaluation des effets cumulés et ses multiples facettes de la façon la plus satisfaisante**. D'autres méthodes, a priori moins complexes, comme par exemple les matrices interactives ou les méthodes d'analyse de réseau peuvent également apporter des réponses intéressantes ; le recours à des outils d'information géographiques parait par contre relativement incontournable. Différentes classes de méthodes peuvent être combinées pour chaque cas particulier, en fonction de la nature du problème considéré, de l'objectif de l'évaluation, de l'accès aux données et de leur qualité, des ressources disponibles. Il semble en effet nécessaire, pour dérouler une évaluation de l'impact cumulé complète, d'articuler plusieurs méthodes pour à la fois analyser et évaluer les causes, trajectoires et effets.

Cas particulier des milieux aquatiques

De par la structure propre aux bassins versants et au rôle de transfert du vecteur eau, les effets environnementaux sur les systèmes rivière sont cumulatifs par nature dans le temps et l'espace. Presque toutes les activités se déroulant sur le bassin versant altèrent directement les paramètres environnementaux, qu'il s'agisse du sol, de la topographie ou de la végétation. Ceci modifie en retour les transferts d'eau, de sédiments, de matière organique et de polluants jusqu'au cours d'eau : l'état de celui-ci est largement fonction des types d'interaction et des processus qui adviennent dans l'ensemble du territoire délimité par le bassin versant. Pourtant, malgré les spécificités qu'ils énoncent, les articles qui traitent du CEA sur un bassin versant, peut-être parce qu'ils abordent le cas de grands bassins versants (plusieurs centaines de milliers de km²), ne prennent pas en compte de façon explicite la connectivité des processus de transferts sur les bassins, qui sont considérés comme des juxtapositions de surfaces, sauf pour ce qui concerne le réseau hydrographique *sensu-stricto* (c-à-d que les flux provenant de l'amont du cours d'eau sont intégrés).

II.2.3 Echelle et gouvernance, des notions très liées

L'échelle, tant spatiale que temporelle, à laquelle mener le CEA doit permettre d'englober l'ensemble des effets induits. Pourtant, assez fréquemment, l'évaluation d'effet cumulé est menée à l'échelle spatiale du projet individuel, à l'instar des évaluations d'impact environnemental basées sur des projets. Or ceci n'est souvent pas pertinent pour les évaluations d'effets cumulés, dans la mesure où les projets individuels peuvent ne contribuer que pour une faible part aux effets cumulés sur les ressources considérées, induits par l'interaction de perturbations multiples. A l'inverse, une autre difficulté est liée au fait que quand l'échelle considérée croît, des problèmes locaux (c-à-d projet-spécifiques) peuvent s'estomper et d'autres devenir plus importants (perturbations à l'échelle du paysage). Dans le cas particulier des rivières, l'ensemble des processus du bassin versant ne s'expriment pas à la même échelle spatiale.

Une solution peut être d'adopter une **approche multi-échelle**, qui permet un focus sur les zones les plus affectées, avec une résolution plus fine, et à l'inverse une attention moindre aux composantes de l'environnement non affectées. Une telle méthode articulant différentes résolutions spatiales / degrés de précision permettrait une analyse extensive des

impacts cumulés de l'ensemble des projets, développements ou pratiques en cours, mais aussi une analyse plus intensive sur un site ou pour un projet spécifique. Mener l'étude à une telle échelle donne par ailleurs accès à une plus grande gamme de mesures de gestion autour du ou des projets envisagés, au niveau du(es) type(s) de mesures à mettre en œuvre.. On conçoit toutefois qu'une telle démarche soit plus du ressort d'une instance stratégique que du pétitionnaire pour un projet spécifique. **Le choix de l'échelle est en effet étroitement lié à celui de gouvernance** : mener une évaluation d'effets cumulés à une échelle qui dépasse celle d'un projet individuel et englobe d'autres projets est plus facilement envisageable pour une organisation exerçant à cette échelle que pour un pétitionnaire.

Un point qui ressort avec force de l'analyse est la nécessité, exprimée par quasiment tous les auteurs[16], que **les évaluations d'effets cumulés soient pilotées par une agence ou organisation dédiée, à une échelle régionale** ou une échelle qui englobe l'aire de plusieurs projets pouvant potentiellement conduire à la nécessité d'évaluer des effets cumulés. Les arguments portent à la fois sur la disponibilité et l'accessibilité des données, sur la définition de métriques et d'échelles de valeurs définies de façon transparente et partagées, sur l'objectivité de l'évaluation, nécessaire pour assurer son acceptabilité par la société civile.

Dans une optique de planification, le fait de travailler à une échelle supra permet également d'optimiser le choix des projets à développer ou non, ainsi que la réduction ou la compensation plus efficaces des effets induits. Cela permet aussi un suivi de ces effets. Ce suivi assurera en retour, d'une part le cas échéant de mieux gérer l'après-projet, d'autre part **d'alimenter les connaissances sur les relations cause-effet, qui restent une nécessité incontournable pour toute évaluation pertinente**. Seule une telle organisation peut disposer des moyens (financiers, en compétences et en temps) et de la volonté suffisante sur le long terme pour mener à bien **une telle démarche, considérée comme une démarche récursive et qui s'inscrit dans le temps long**. Les pétitionnaires des projets « englobés » par cette démarche peuvent participer au processus d'acquisition de données, en s'appuyant notamment sur un cahier des charges commun, permettant de capitaliser et valoriser au mieux les données et de développer au mieux les connaissances sur les relations cause-effet, ainsi que d'abonder le financement de l'ensemble de la démarche d'évaluation.

La démarche d'évaluation des effets cumulés est dans la littérature plutôt vue comme relevant d'une démarche de planification mais, comme cela a été souligné au début de cette partie, les articles scientifiques abordant les CEA portent rarement sur des études projet-spécifiques et traitent souvent essentiellement de méthodologie, ce qui est susceptible d'induire un biais dans l'analyse. Pour autant, le fait que les évaluations projet-spécifiques soient le plus souvent sévèrement évaluées met également en lumière la difficulté à mener de façon pleinement satisfaisante les CEA projet-spécifiques.

II.2.4 Conclusions

Si l'étude d'effets cumulés doit s'appuyer sur une démarche et des connaissances scientifiques, en revanche de nombreux aspects ne sont pas du strict ressort de la science, et doivent être abordés de façon explicite pour assurer que l'évaluation soit pertinente :

- En premier lieu, il est essentiel que soit **défini ce que l'on entend par effet ou impact cumulé, tant au niveau des projets/processus pris en compte que des échelles spatiales et temporelles considérées**. Cette définition ne va pas nécessairement de soi, peut varier avec le contexte, et doit être **explicitée par les parties prenantes** avant de pouvoir réellement aborder l'évaluation des effets cumulés dans un contexte donné.
- Par ailleurs, **les composantes de l'environnement** que l'on considère pour évaluer l'importance des effets (VEC, Valued Environmental Component) doivent être identifiées, et **des échelles de valeur et/ou des seuils doivent être définis** pour permettre de juger **de façon partagée** que les effets cumulés sont (trop) importants ou non. Il est ainsi également nécessaire de définir les **métriques d'évaluation**. Là aussi, ces décisions ne relèvent pas nécessairement des seuls scientifiques, et il est essentiel qu'elles interviennent assez tôt dans le processus d'évaluation, une fois les états et de référence du système caractérisés. La **caractérisation de l'état de référence et de l'état initial** est importante. Correctement réalisée, elle permet d'acquérir une première connaissance du fonctionnement du système considéré, des composantes de l'environnement les plus sensibles, ainsi que parfois d'identifier les facteurs de perturbation les plus importants

[16] Et jamais contredite : quand la question de la gouvernance est abordée, c'est toujours pour noter la nécessité d'une organisation au niveau régional

- **Le suivi du système dans le temps**, une fois le ou le(s) projet(s) réalisé(s) est essentiel. Il permet de vérifier la validité de l'évaluation effectuée ex-ante, d'accroitre **la connaissance sur les relations cause-effet**, et le cas échéant d'adapter les mesures de gestion relatives au(x) projet(s).

La science peut apporter des éléments pour aborder ces différents points, mais ne peut répondre seule à l'ensemble de ces questions, qui supposent d'une part des prises de décision et d'autre part l'allocation de moyens sur le long terme. Des échanges entre scientifiques, gestionnaires, « pratiquants » des évaluations d'effets cumulés sont donc nécessaires. L'implication du public est par ailleurs souhaitable, notamment pour légitimer les décisions prises. Par ailleurs, quelle que soit la ou les méthodes employées**, la disponibilité des données, l'identification des déterminants du système et la compréhension des relations cause-effet sont essentielles**. Ainsi, en parallèle à l'amélioration des méthodes et de la pratique des CEA, il est nécessaire de continuer à étudier et documenter les relations cause-effets pour la multitude d'effets induits par l'homme sur les systèmes naturel et les VECs, ce qui suppose à la fois des recherches de terrain et des programmes de suivis rigoureux.

Ce chapitre a présenté les concepts généraux et les principales classes de méthodes mobilisées dans l'évaluation des effets cumulés des actions de l'homme, sans se focaliser sur les seules retenues. Il a aussi tenté de mettre en évidence les éléments qui semblent nécessaires pour le succès d'une telle démarche, de façon indépendante du type de projet considéré. Le reste du rapport se concentre sur les retenues. Les notions mobilisées recoupent en partie les concepts qui ont été présentés ci-dessus, mais en se limitant à une thématique (hydrologie, transport solide, physico-chimie, écologie des milieux aquatiques) et avec un vocabulaire qui lui est propre : la conclusion reviendra sur le croisement entre ces différentes classes d'effets.

Chapitre III RECENSEMENT DES RETENUES ET DE LEURS CARACTERISTIQUES

Le recensement des retenues et de leurs propriétés est une étape essentielle pour mener à bien une démarche d'évaluation d'impact cumulé. Il est en particulier central dans toute démarche de modélisation. Les données nécessaires dépendent du type de modélisation adopté. Toutefois, des données sur le nombre et la position des retenues au sein du bassin versant et vis-à-vis du cours d'eau, ainsi que sur leur volume et surface en eau (actuels et maximaux), leur surface d'alimentation, ou des données relatives à leur gestion (mode d'alimentation et de restitution de l'eau ; volume et dynamique de prélèvement) peuvent être nécessaires, de façon spatialisée, globalisée par maille ou à l'échelle du (sous) bassin versant selon les cas. Notons que les recherches bibliographiques n'ont pas permis d'identifier d'études portant spécifiquement sur l'analyse de la distribution des retenues (ou de leur densité) sur un bassin versant en fonction de ses caractéristiques, notamment occupation du sol, usages de l'eau, ou caractéristiques physiographiques.

Ces données peuvent être acquises par enquête, inventaires effectués par les organismes de gestion, ou à partir de bases **de données préexistantes**, comme par exemple la Bd Topo® en France, qui n'est toutefois pas spécifique aux retenues, et à partir de laquelle il est parfois difficile de déduire l'usage d'un plan d'eau. Cependant, il n'y a souvent pas à l'étranger d'obligation légale de déclarer les petites retenues et les inventaires sont donc généralement incomplets. Beaucoup d'études font ainsi appel à des **analyses d'images aériennes et satellitaires** pour dénombrer, voire localiser les retenues. Les petites retenues étant toutefois difficiles à identifier et la plupart des études de modélisation d'impact des retenues ont combiné plusieurs méthodes pour atteindre un recensement le plus exhaustif possible sur leur zone d'étude.

Encadré 4 : Intérêt des techniques de télédétection

Mises à part les études ayant la modélisation pour objectif, les études traitant de l'usage de la télédétection pour détecter et caractériser les plans d'eau portent souvent sur de grands plans d'eau, parfois isolés, dans des contextes bioclimatiques très variables. La majorité des études réalisées sur les plans d'eau se basent sur des images aériennes ou satellites. Les principales différences entre les sources de données sont **la résolution spectrale** des images, c'est-à-dire la richesse de l'information disponible, **la résolution spatiale** des images, c'est-à-dire la taille des objets qu'il est possible d'identifier, **la couverture de chaque image**, c'est-à-dire la superficie du territoire représenté, ainsi que la **fréquence d'acquisition** des images. D'autres études utilisent de la télédétection active : LiDAR ou RADAR. Dans ce cas, l'information captée par les dispositifs de télédétection est générée artificiellement par le dispositif lui-même, ce qui diminue les contraintes au niveau des conditions d'acquisition, puisque les mesures peuvent se dérouler avec des nuages ou durant la nuit (Figure 5). Il est important que la résolution des images soit en adéquation avec les objets étudiés : par exemple, l'identification et la délimitation des petits plans d'eau sont d'autant meilleures que la résolution est bonne.

Les méthodes mobilisées pour traiter ces images sont également variées. Certains auteurs cherchent à développer les méthodes le plus reproductibles possibles, en favorisant l'utilisation de données sources et de logiciels gratuits, ainsi que des chaines de traitement des images automatisées. Des indices, utilisant les propriétés spectrales de l'eau, ont par ailleurs été mis au point pour permettre de mieux identifier les plans d'eau.

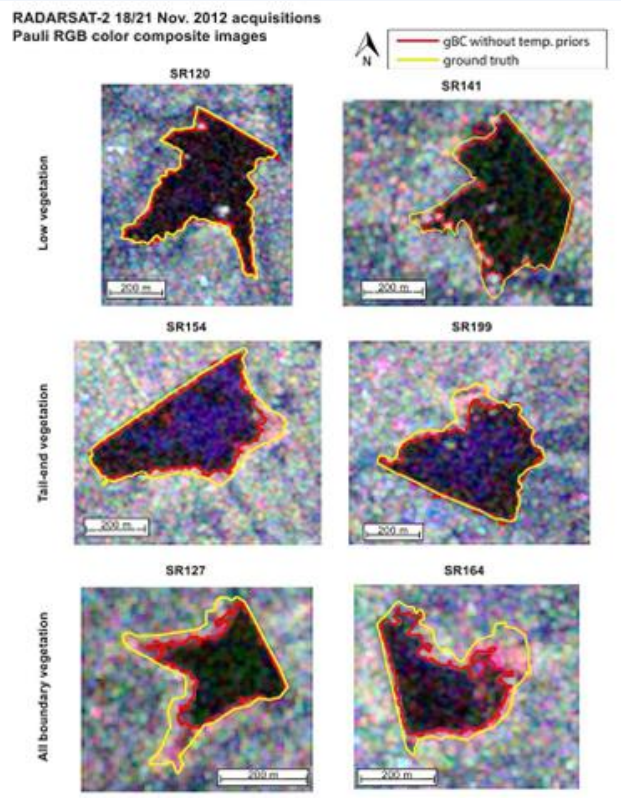


Figure 5 : exemple d'identification et délimitation des plans d'eau à partir d'image radar. Vérité terrain (ligne jaune) et délimitation automatique sur la base des données radar (ligne rouge)

Outre la détermination des caractéristiques géométriques des retenues, abordée plus loin, la télédétection permet d'accéder à de nombreuses informations, concernant plusieurs attributs des plans d'eau : turbidité et charge en suspension, teneurs en azote, en phosphore, en carbone inorganique ou organique dissous, température de surface, teneur en chlorophylle-a, dynamique des communautés de végétation aquatique bordant le plan d'eau ou au sein du plan d'eau, présence d'un bloom d'algues ou de cyanobactéries, émissions de méthane. Les données utilisées sont alors le plus souvent multispectrales, voire hyperspectrales. La méthode consiste à déterminer des relations empiriques entre les données images et la valeur *in situ* du paramètre d'intérêt. Ces relations sont toutefois souvent peu transposables à d'autres dates ou plans d'eau que celles où elles ont été élaborées, ce qui constitue une limite majeure à leur application. Des méthodes semi-analytiques basées sur des modèles bio-optiques établis à partir des propriétés optiques inhérentes (absorption, rétrodiffusion de la lumière) et apparentes (luminances et réflectances de l'eau) mesurées *in-situ* sont actuellement développées. Elles sont plus contraignantes en matière de données de calage mais donnent des résultats robustes et réduisent ensuite le besoin en échantillonnage sur le terrain pour le suivi de la qualité écologique de plans d'eau.

Les avancées technologiques en matière de résolution spatiale et spectrale des capteurs et de traitements des données sont rapides, et les potentialités pour l'évaluation des retenues sont donc potentiellement très importantes : détection, suivi des superficies en eau, estimation des volumes, caractérisation de la qualité de l'eau, suivi des habitats, etc. Les données d'intérêt ne sont toutefois pas toujours disponibles à la résolution nécessaire, point auquel il faut être attentif. Il convient par ailleurs de garder à l'esprit que **le choix des données et des méthodes à mobiliser, puis leur mise en œuvre sont complexes et demandent des compétences spécifiques**, qui sont pour beaucoup encore du ressort de la recherche. La mise en œuvre de ces techniques dans le domaine opérationnel dépend donc pour l'instant de la possibilité de développer des partenariats avec la sphère académique ou de trouver des prestataires capables de réaliser ce genre de traitement. Le développement de plateformes de type GEOSUD[17] et l'existence en France d'une communauté scientifique reconnue dans le domaine de la télédétection devrait permettre de surmonter en grande partie ces problèmes. Le coût de l'acquisition de données puis de leur traitement peut vite devenir élevé, et une réflexion doit être menée pour délimiter la zone à étudier, déterminer les besoins exacts, et définir la structure devant porter l'étude.

[17] http:// http://ids.equipex-geosud.fr/

Le seuil de **détection des plans d'eau** par télédétection est lié à la résolution ; ainsi, les surfaces détectées peuvent descendre jusqu'à une centaine de m². Le recours à des images acquises sur plusieurs années permet d'appréhender la dynamique de création des plans. Dans les zones arides ou semi arides, l'acquisition de données doit autant que possible être faite à la fin de la saison des pluies. Rares sont les études qui se sont attachées à caractériser **la position des retenues par rapport au cours d'eau** (en barrage de cours d'eau, en dérivation, en versant).

La surface, caractéristique importante des retenues, notamment pour calculer le flux évaporatoire est supposée généralement correspondre à la surface maximale de la retenue. L'évolution de la surface en eau au fil du temps peut toutefois être prise en compte, selon la fréquence d'acquisition des données, ce qui s'avère d'autant plus important que le marnage est prononcé.

La capacité de stockage, autre caractéristique importante dans la simulation de l'impact des retenues, reste difficile à estimer. Les données télédétectées permettent de la déterminer par mesure directe, ou indirecte. La mesure directe est basée sur photogrammétrie sur photos aériennes, ou dérivée de MNT et vise à caractériser la géométrie du fond de la retenue. Elle est toutefois peu employée car lourde à mettre en œuvre dans le 1er cas et très contrainte par la résolution des MNT dans le 2ème. Elle conduit à de fortes incertitudes, réduites toutefois si le volume est globalisé à l'échelle du bassin. Le développement des données LiDAR permet maintenant de réaliser des estimations pertinentes et la résolution des données disponibles s'améliore. La mesure est toutefois faussée par le fait que les retenues sont généralement déjà remplies lors de l'acquisition et que c'est donc le niveau d'eau dans la retenue qui est mesuré : la date de l'acquisition des données joue alors un rôle crucial dans la qualité de l'estimation. La mesure indirecte est plus employée ; elle consiste à établir une relation empirique (en général une loi puissance) entre la superficie du plan d'eau (S) et son volume (V) sur la base d'un nombre limité de retenues, relation qui est ensuite appliquée par interpolation ou extrapolation aux autres retenues. Le Tableau 3 illustre les relations recensées dans une douzaine d'études. Les paramètres sont variables d'une région à l'autre -notamment en fonction du contexte géomorphologique- mais assez constants au sein d'une région donnée, montrant ainsi **l'intérêt d'une démarche d'acquisition de données propres à chaque zone modélisée**.

Tableau 3 : Exemple de relations entre le volume et la superficie des retenues issues de plusieurs études (Thompson 2012). V = volume (m^3) ; A = surface (m²).

Relation Surface (S)-Volume (V)	Méthode de calcul	Zone d'étude
$V=0.0016.S^{1.56}$ $V=0.077.S^{1.3}$	Les différences dans les relations sont attribuées à des différences dans le relief	Deux BV en Afrique du Sud.
$V=0.187.S^{1.25}$	18 retenues d'un volume jusqu'à 100 ML	Australie.
$V=0.0738.S^{1.25}$	Botswana. 15 petites retenues mesurées parmi 305	Botswana.
$V=0.2.S^{1.2004}$	Méthode non renseignée	Australie.
$V=0.44.S^{1.4}$	Australie.26 retenues d'un volume compris entre 2 et 39 ML	Australie.
V=1.6 S-108.6 V = 3.5 S – 5742.5	S < 3 000m², forte demande d'irrigation S > 3 000m², forte demande en irrigation. 100 retenues pour la plupart < 50 ML	Australie.
$V=0.17557.S^{1.2732}$	42 retenues mesurées	Australie.
V = 16 S V = 20 S	Relief de plaine. S < 50 000m² Relief de collines. S > 50 000m²	Afrique du Sud
$V=2.S^{1.25}$ V= 2.2 S $V=0.215.S^{1.16}$ V=2.8.S	Faible demande. S < 15 0000 m² Faible demande. S > 15 0000 m² Forte demande. S < 20 0000 m² Forte demande. S > 20 0000 m²	Australie
$V = 0.145.S^{1.314}$	152 retenues de 0.4 à 420 ML	Australie
$V = 0.002.S^{1.0713}$ $V = 2.10^{-7}.S^{1.92}$	Retenues dans des rigoles > 10 ML Retenues en zone plate > 10 ML Base de données d'inventaire	Nouvelle Zélande

Le bassin versant d'alimentation d'une retenue est une caractéristique importante pour déterminer les flux qui l'alimentent : il peut être déterminé par inventaire, ou par traitement géomatique si un modèle numérique de terrain est disponible, mais demande de distinguer les retenues connectées directement au cours d'eau de celles qui ne le sont pas. Les informations ainsi obtenues sont souvent limitées à un petit nombre de retenues, et il est nécessaire d'étendre l'information à l'ensemble des retenues du bassin. Des relations linéaires ou non linéaires entre surface de la retenue et surface du bassin d'alimentation ont été élaborées dans certaines études : ces relations sont toutefois là encore spécifiques aux bassins d'étude et ne peuvent pas être généralisées à des contextes très différents.

Le **mode de gestion des retenues** est également une donnée d'entrée importante pour la modélisation. Celui-ci comporte la gestion des flux entrants, des flux de prélèvement, ainsi que les modes de régulation de la restitution. Les modes de prélèvement sont abordés dans le paragraphe IV.1.5 du chapitre relatif à l'hydrologie. Les modes de remplissage et de régulation sont plus rarement intégrés, en partie du fait que la plupart des études représentent des retenues de type collinaire, non placées sur une rivière et qui se remplissent donc via un bassin d'alimentation : ces retenues ne peuvent pas être déconnectées de leur bassin d'alimentation, et ne possèdent pas de possibilité de restitution au cours d'eau en dehors des débordements. Elles ne peuvent avoir une période de remplissage limitée, ni de débits réservés. Certaines études prennent en **compte la gestion de l'alimentation, de la restitution au cours d'eau, ou le maintien d'un débit minimal. Ce type de données ne peut être obtenu que par enquête de terrain**, ou en dérivant les modes de gestion de la règlementation en cours. Le niveau d'eau dans les retenues en début de saison est également une variable intéressante, qui peut être acquise par télédétection ou là encore déduit des pratiques habituelles sur le bassin considéré.

Chapitre IV EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR L'HYDROLOGIE

Ce chapitre aborde l'influence des retenues sur l'hydrologie et l'hydrogéologie. Les retenues considérées ici sont d'un volume inférieur à un million de m^3. Les grands barrages, qui font l'objet d'un grand nombre d'articles scientifiques, diffèrent en effet des retenues concernées par l'expertise : leurs positions et volumes sont bien connus, ils sont souvent multi-usage, et leur mode de fonctionnement est relativement bien caractérisé, ce qui n'est en général pas le cas des nombreuses retenues présentes sur les bassins. Leur intérêt pour ce chapitre est donc limité. Les retenues étudiées dans la littérature scientifique relèvent de contextes climatiques et géologiques, et de modes de fonctionnement et de gestion assez contrastés et assez différents des situations rencontrées en France. On trouve principalement des contextes climatiques de type aride ou semi-aride, voire méditerranéen (Australie, Maghreb, Sud de l'Afrique, Espagne, USA, Brésil), tropical sec (Inde, Brésil) ou océanique (Nouvelle Zélande). La géologie est contrastée, avec des zones perméables comportant des aquifères étendus en Inde, où les retenues sont destinées à accroître la recharge des nappes, et des zones plus imperméables. Dans les zones imperméables, l'eau des retenues est majoritairement utilisée pour l'irrigation ou l'abreuvement du bétail ; une minorité des retenues est dédiée à la lutte contre les crues et la rétention des sédiments.

La phase exploratoire de l'expertise a montré une connaissance limitée du fonctionnement hydrologique à l'échelle d'une retenue, conduisant à de fortes incertitudes sur l'estimation de l'impact cumulé des retenues : ce chapitre aborde d'abord la compréhension et l'estimation des termes du bilan hydrique des retenues, puis présente les méthodes (observation et modélisation) permettant d'analyser et quantifier l'impact cumulé des retenues, et les principaux résultats qui découlent de leur mise en œuvre.

IV.1 INFLUENCE LOCALE D'UNE RETENUE : PRINCIPAUX PROCESSUS EN JEU

Le fonctionnement hydrologique d'une retenue peut être influencé par de nombreux processus. Ils sont le plus souvent analysés de façon quantitative par une démarche de bilan hydrique de la retenue s'attachant à estimer les flux relatifs à chacun des processus. Ces derniers peuvent être résumés en distinguant les processus à l'origine de flux entrants dans la retenue des processus à flux sortants (Figure 6). Les flux en entrée sont constitués : (i) des écoulements en entrée de la retenue ; (ii) des apports par les précipitations directes à la surface de la retenue ; (iii) des éventuels apports par la nappe, si les échanges retenue-nappe sont ascendants ; (iv) des apports par flux de condensation (ie, une évaporation négative). Les flux en sortie sont constitués : (i) des pertes par infiltration si les échanges retenue-nappe sont descendants ; (ii) des pertes par évaporation ; (iii) des prélèvements en retenue ; (iv) des débits en sortie de la retenue..

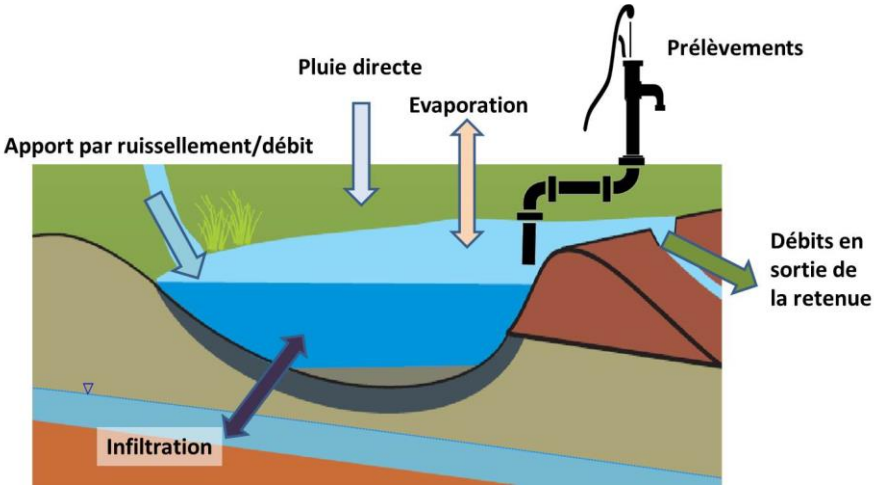


Figure 6 : Schématisation du bilan hydrique d'une retenue : les apports sont majoritairement les écoulements en entrée, les pluies directes, de possibles apport par la nappe et par condensation. Les sorties sont liées aux pertes par évaporation et par infiltration, les prélèvements dans la retenue, et les débits en sortie.

La variation du volume dans la retenue est donc égale à la différence entre flux entrants et flux sortants. La phase exploratoire avait mis en évidence une connaissance limitée de ces différents termes, qui méritait d'être approfondie.Si la retenue est située sur une rivière, les écoulements entrants correspondent majoritairement au débit de la rivière en amont de la retenue. Sinon, il s'agit des écoulements générés sur le bassin versant de la retenue.

IV.1.1 Infiltration

Les échanges entre le plan d'eau et la zone aquifère sont difficiles à quantifier, car leur calcul strict demanderait une connaissance précise des propriétés hydrauliques et topographiques du terrain supportant la retenue, ainsi que des niveaux d'eau dans la retenue et dans la nappe sous-jacente. Ils peuvent toutefois être approchés selon différentes méthodologies similaires à celles utilisées dans l'étude des échanges entre une nappe et une rivière. L'infiltration est un processus essentiellement étudié et quantifié dans le cas de retenues destinées à la recharge de nappes, les nappes étant exploitées pour l'irrigation notamment : l'infiltration y est donc au maximum favorisée, contrairement aux retenues que l'on trouve en France. Pour ces retenues, l'infiltration peut atteindre 75 à 80 % de l'eau interceptée par la retenue. Pour les retenues servant au stockage d'eau en surface**, la valeur médiane du flux d'infiltration se situe aux alentours de 1-2 mm/jour** ; des retenues engendrant des pertes de 4-5mm/jour doivent être considérées comme posant problème et entrainer la recherche de solution.

IV.1.2 Évaporation

Les pertes par évaporation sont susceptibles de représenter une part importante du bilan hydrique, des valeurs de près de 40% des flux entrants étant souvent citées et représentant, rapportées à l'ensemble des retenues présentes sur un territoire, un volume significatif. La mesure de ce flux est difficile, et malgré le recours à des techniques complexes (scintillométrie*, Eddy Covariance*) reste entachée d'incertitude. L'estimation numérique à partir de variables atmosphériques est également possible mais reste un sujet de recherche. De plus, le flux d'évaporation dépend à la fois des particularités climatiques, des spécificités de la retenue (surface, profondeur, configuration, écoulement ou non) et de celles son environnement. Des relations entre la pan-évaporation* (c-à-d évaporation sur des bacs de classe A) et l'évaporation depuis les retenues, selon les caractéristiques de ces dernières et la période de l'année ont été développées sur certains bassins. Elles sont toutefois spécifiques au bassin versant sur lequel elles ont été développées. Les études convergent sur le fait que l'évaporation d'une petite retenue est généralement plus faible que les mesures de pan évaporation ou celle d'un environnement non lacustre, du fait que l'air au-dessus de la retenue tend à se saturer en humidité, de façon moins efficace cependant que pour les grands lacs. Les valeurs hautes mesurées ou estimées sont souvent de **3 à 5 ou 6 mm/jour**, voire 9 mm/jour, sur des périodes pouvant dépasser 100 jours, et représenter 1300 à 1400 mm/an.

Dans certains pays des techniques ont été développées pour réduire ce flux évaporatoire : 1/ ajout d'un produit créant un film en surface, 2/ ajout de colorant pour modifier l'albédo de la retenue, 3/ couverture partielle ou totale de la retenue, 4/ aménagement des berges pour limiter le vent, 5/ optimisation d'un réseau de retenues (en exploitant tout d'abord les retenues dont la température est la plus élevée).

IV.1.3 Pluie directe

Elle correspond à l'apport d'eau par la pluie directement à la surface d'eau libre de la retenue. Le flux associé à la pluie directe est généralement assez faible par rapport aux autres termes du bilan hydrique, excepté dans des zones où les flux de circulation sont très faibles. Lorsqu'il est estimé, l'apport par la pluie directe l'est à partir de la surface de l'eau de la retenue et des précipitations mesurées par des instruments classiques (pluviographe, pluviomètre).

IV.1.4 Débits entrant et sortant

Le débit entrant dans une retenue dépend de sa position dans le bassin versant, de sa connexion au cours d'eau, et des caractéristiques du bassin (pédologie, géologie climat, occupation des sols) ; il est donc difficile de donner des ordres de grandeur sans préciser un contexte. Si la retenue est connectée à une rivière, les débits entrants peuvent être facilement mesurés directement. S'il s'agit d'une retenue collinaire, l'estimation des débits entrants est plus complexe. Les débits entrants peuvent être modélisés. Dans ce cas, plusieurs méthodes et modèles permettent d'estimer ce flux entrant, le plus simple étant celui développé par le Soil Conservation Service aux USA et considérant que le flux ruisselant est proportionnel à la pluie précipitée sur le bassin d'alimentation de la retenue, le coefficient de proportionnalité (Curve Number) dépendant notamment de la forme du bassin, de sa pente, du type de sol et de son humidité.

Le débit sortant est généralement facilement accessible en termes de mesure. Cependant, l'information sur les débits sortant de l'ensemble des retenues d'un bassin est rarement disponible. Comme les débits entrants, les débits sortant sont fortement variables en fonction des conditions climatiques et physiographique locales, mais dépendent également du mode de gestion des retenues. Si les débits sortant ne sont pas accessibles par la mesure, ils sont alors simulés. Dans ce cas, le mode de fonctionnement de la retenue pris en compte pour l'estimation du débit sortant est important. Or, il faut souligner que l'essentiel des retenues étudiées sont pilotées selon une gestion de type « fill-and-spill » c'est-à-dire qu'elles ne restituent de l'eau que par débordement, quand elles sont pleines. Le débit sortant est donc une résultante du volume d'eau de la retenue, du débit entrant, des flux d'infiltration et d'évaporation, et des prélèvements éventuels dans la retenue. Selon ce mode de gestion, l'impact instantané de la retenue est binaire : i) la retenue est partiellement vide et elle réduit alors de 100 % le ruissellement et le débit entrant, ou ii) elle est remplie à sa capacité maximum, l'effet sur le ruissellement et le débit est alors nul, la retenue restituant à l'aval les volumes entrant. Les autres types de retenues, pourvues d'un dispositif assurant un débit minimum, ou soumises à une gestion « active » ne sont que peu abordés.

La pratique de l'irrigation est susceptible d'avoir en retour un effet sur les flux dans l'hydrosystème et les apports aux retenues, en augmentant par exemple les flux de ruissellement depuis les surfaces irriguées vers les retenues. Cet aspect a rarement été abordé, et si l'irrigation augmente effectivement la teneur en eau du sol, une étude menée sur un bassin versant de l'Alberta (Canada) n'a pas montré d'effet significatif sur le ruissellement. En zone de rizières inondées par contre, ces flux méritent effectivement d'être pris en compte.

IV.1.5 Prélèvements dans la retenue

Dans l'essentiel des études, les prélèvements en eau dans les retenues visent à irriguer les cultures ou à abreuver les animaux. Ces flux, qu'il s'agisse de leur cumul ou de leur dynamique temporelle, sont souvent entachés d'une grande incertitude. Deux grands types de méthodes sont mobilisés pour les quantifier.

Une première approche, utilisée surtout en Australie, considère que les prélèvements annuels représentent un certain pourcentage de la capacité totale de la retenue. Ce pourcentage, obtenu par enquête auprès des propriétaires des retenues ou parfois par télédétection s'avère très variable, en fonction des usages (irrigation vs. abreuvement du bétail) et des régions : de 35% en Australie Occidentale à 83% en Victoria pour l'irrigation, pour une moyenne de 83% pour l'ensemble de l'Australie et des variations de 10 à 400%. Les pourcentages semblent plus stables pour l'abreuvement, de l'ordre de 50%. Ces prélèvements sont supposés constants au cours de l'année, ou répartis temporellement en fonction des usages connus.

La deuxième approche s'appuie sur la caractérisation de la demande : les besoins liés à l'abreuvement sont considérés comme constants au cours de l'année (par ex 35 litres par unité de bétail tropical et par jour pour une étude au Burkina Faso). Les besoins liés à l'irrigation sont au mieux assimilés aux besoins des plantes irriguées, sans tenir compte de la différence qu'il peut y avoir entre besoin en eau des cultures, demande en eau des agriculteurs (qui intègre à la fois un objectif de rendement et des contraintes liées au temps et au matériel disponibles) et usage effectif de l'eau (qui intègre

l'effet supplémentaire d'éventuelles restrictions administrative ou de pannes du matériel). Compte tenu du peu d'informations en général disponibles, qui concernent au mieux le volume annuel prélevé et/ou la surface irriguée et le type de culture, et de l'absence de données sur les règles de gestion des prélèvements, les prélèvements d'irrigation sont ainsi assimilés aux besoins des cultures, calculés en fonction du coefficient cultural des cultures (kc, qui varie dans le temps) et de l'évapotranspiration potentielle (ETP). Cette estimation permet de prendre en compte les conditions climatiques de l'année en cours, y compris leurs variations intra-annuelles.

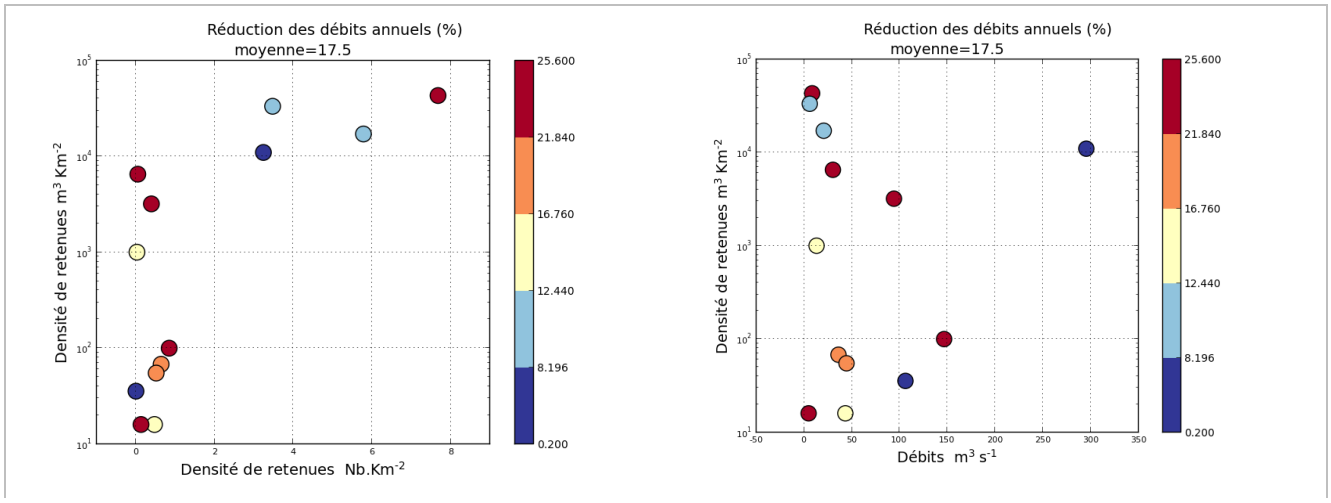
On voit ainsi que ce terme important du bilan hydrique de la retenue, qui peut représenter un pourcentage significatif des flux sortants, notamment dans le cas de retenues fill-and-spill, est assez mal connu, tant en cumul qu'en dynamique temporelle.

Pour ce qui concerne **les stratégies de prélèvements** quand plusieurs retenues sont disponibles (retenue collinaire vs retenue collective) ou qu'une retenue est une ressource parmi d'autres (nappe, rivière), elles ne sont que très rarement abordées dans la littérature scientifique.

IV.2 Effets cumulés : des méthodes d'évaluation différentes pour des résultats qui convergent

Les effets cumulés des retenues sur l'hydrologie peuvent essentiellement être déduits d'observations, ou du recours à la modélisation. Si les méthodes d'évaluation des effets cumulés des retenues sur l'hydrologie d'un bassin versant diffèrent, c'est surtout la variété des indicateurs utilisés pour en rendre compte, et la diversité des situations étudiées qui rendent difficile la comparaison des résultats et la mise en évidence des déterminants de ces effets.

L'effet des retenues sur un régime hydrologique peut être apprécié en théorie à travers l'analyse d'une diversité de débits caractéristiques. L'effet sur **le débit annuel** est celui le plus souvent reporté. La réduction du débit annuel atteint souvent 20 à 30% (Figure 7). L'impact des retenues sur les débits annuels varie cependant d'une étude à l'autre, sans qu'il soit possible d'établir des liens de causalité entre la diminution du débit annuel et des facteurs simples comme des descripteurs de densité de retenues (en nombre ou en volume), la précipitation annuelle, ou le débit annuel. Des réductions importantes du débit sont en effet quantifiées pour des valeurs très variables de ces facteurs.



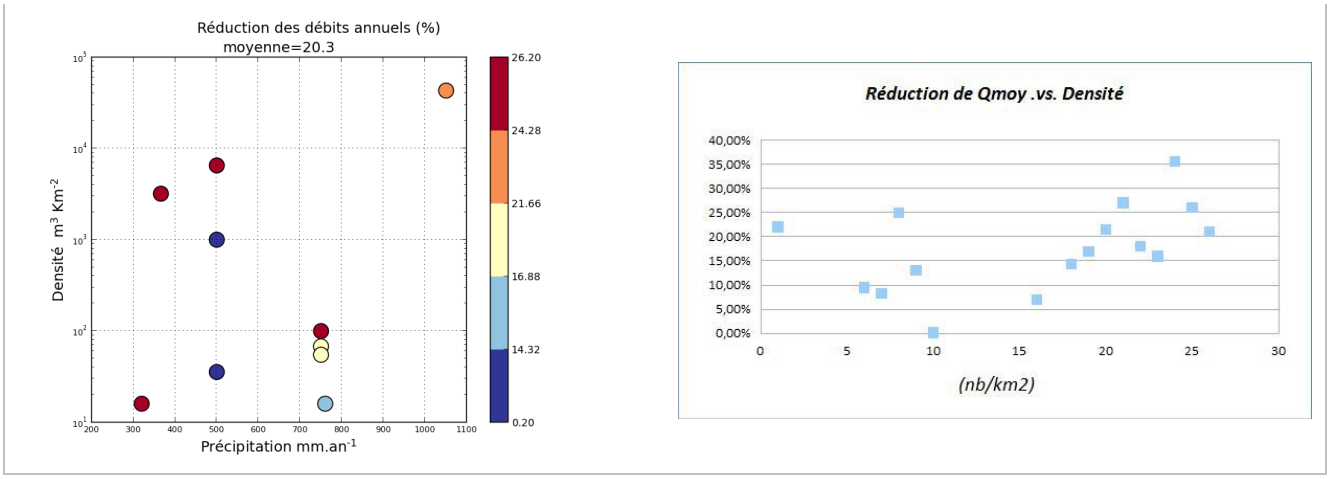


Figure 7 : Diminution des débits annuels (couleur du symbole, exprimé en %) issues de la littérature et associées à a) en haut à gauche aux densités exprimées en abscisse en nombre de retenues par km² et en ordonnées en m^3/km^2 ; b) en haut à droite aux débits en m3/s et à la densité de retenue en m3/s et c) aux précipitations en m3/s et à la densité des retenues en m3/km2. Le nombre d'articles disponibles peut varier en fonction des indicateurs et d) en bas à droite, associés au nombre de retenues.

Cela s'explique par le fait que d'autres facteurs, tels que la capacité d'équipement et les valeurs annuelles des pluies et des débits, contrôlent en partie l'effet sur le débit annuel. Ainsi, on suppose que les prélèvements de l'eau des retenues (volume et répartition dans le temps), la variabilité hydrologique annuelle et la répartition spatiale des retenues sont des facteurs importants. Par ailleurs, les descripteurs (densité spatiale en volume ou en effectif des retenues) constituent des moyennes spatiales sur l'ensemble du bassin versant. Or, on peut supposer que, pour une même densité, l'impact puisse être différent selon que les retenues soient réparties de façon homogène dans le bassin ou situées majoritairement en amont ou en aval de celui-ci, ce qui influence leur capacité de remplissage. Enfin, l'impact sur le débit annuel dépend des relations entre la répartition des prélèvements, qui vident les retenues, et la distribution dans le temps des débits, qui tendent à alimenter les retenues : les retenues peuvent ainsi se remplir une ou plusieurs fois au cours d'une année hydrologique, et la pluviométrie annuelle ne suffit pas comme descripteur. Toutefois, une constante est que pour un réseau de retenues donné, son effet est d'autant plus important que l'année est sèche, c'est-à-dire marquée par des faibles précipitations et/ou des débits inférieurs aux moyennes interannuelles (Figure 8a).

L'effet des retenues est parfois analysé à travers un indicateur volumique correspondant à la réduction du **volume annuel écoulé en rivière ramené à la capacité volumique cumulé des retenues**. Cet indicateur montre que l'impact des retenues est souvent supérieur à leur capacité de stockage. Des valeurs de 2 à 3 m^3/m^3 (Figure 8b), voire 3 ou 4 m^3 sont ainsi estimées en Australie, mais aussi aux US ou en Espagne, traduisant que les retenues se remplissent et subissent des prélèvements (volontaires pour des usages ou involontaires via l'infiltration et l'évaporation) plusieurs fois au cours de l'année, le volume d'eau exploité pouvant ainsi être supérieur à la capacité de stockage.

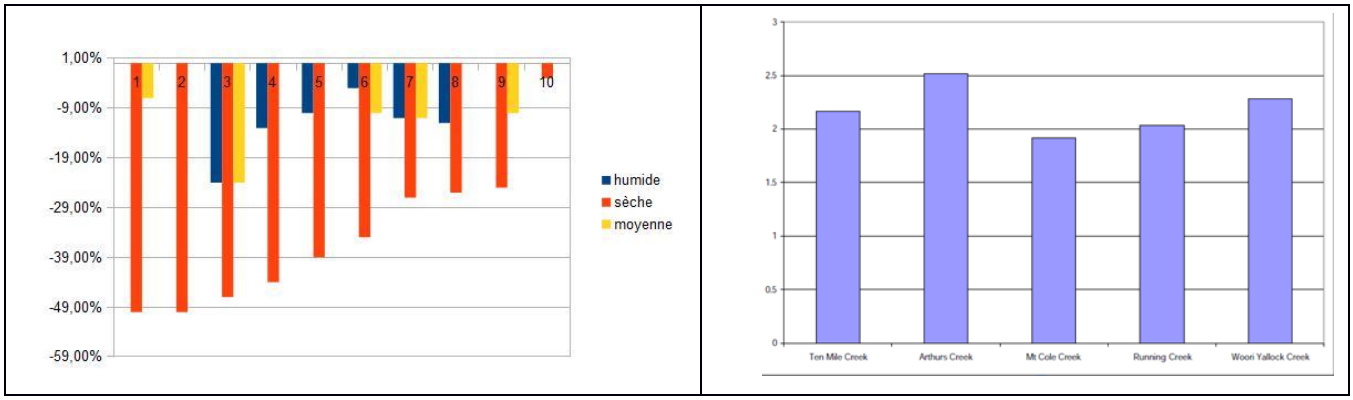


Figure 8 : a) Impacts des retenues sur les débits moyens annuels selon que l'année est sèche, humide ou plutôt moyenne. b) Impact d'un m3 de retenues agricoles sur les débits : les valeurs supérieures à 1 indiquent qu'une capacité d'1 m^3 de retenue conduit à une réduction des débits de plus de 1m^3

Les quelques études menées sur **les débits de crue ou les débits d'étiage** montrent un effet significatif sur ces débits, avec des réductions maximum reportées de 45 % pour les débits de crue, et de 60 % pour les débits d'étiage. La **capacité des retenues à se remplir** n'est que peu fréquemment abordée, bien qu'elle puisse être problématique, notamment pour celles situées en tête de bassin. La **variabilité interannuelle des débits** est également affectée par la présence de

retenues, et son évolution peut avoir des conséquences sur l'écologie. En général, l'impact des retenues est plus important en phase de remplissage des retenues puisque les retenues à débordement (de type « fill-and-spill ») ne laissent pas l'eau s'écouler en aval : cette période de transition entre des basses eaux et hautes eaux reste en général une période de débits modérés, et les flux alimentant les retenues sont alors conséquents par rapport aux volumes qui s'écoulent dans les rivières. A l'image du débit annuel, tirer des éléments de généricité sur la variation des débits caractéristiques d'un régime hydrologique induite par un réseau de retenues, ou sur les relations de causalité entre cette variation et des descripteurs simples du réseau de retenues, du climat et de l'hydrologie est un exercice difficile. D'une part le corpus d'études et les données associées sont souvent trop limités pour en développer une analyse statistique. D'autre part, d'autres facteurs, en lien notamment avec les usages et la gestion de l'eau des retenues, pourraient peser dans la relation de causalité.

Ce résumé des principaux effets cumulés des retenues sur l'hydrologie est basé sur deux principaux types d'études : celles basées sur **l'observation** (une demi-douzaine d'études) et celles basées sur la **modélisation** (une vingtaine). Ces deux méthodes sont présentées ci-dessous. Le déséquilibre dans l'utilisation entre les deux méthodes s'explique en partie par la difficulté de disposer d'observations relatives à un état de référence « sans retenue ». Selon les études, l'état de référence correspond à l'état d'un bassin similaire non influencé, ou est déduit d'une analyse de la trajectoire temporelle des caractéristiques du bassin et de son hydrologie. Une autre méthode consiste à estimer l'impact cumulé comme la somme de l'impact de chaque retenue, impact déduit des débits observés en amont et en aval des retenues, et ce, en plusieurs points du bassin et sur plusieurs années. Cela nécessite un effort important en termes de moyens d'observations sur des durées importantes.

IV.2.1 Méthodes basées sur les observations

Les études basées sur des observations sont peu nombreuses, et souvent antérieures aux années 1980. Les travaux recensés sont majoritairement des thèses ou rapports, et certains ont pu échapper aux recherches bibliographiques. Plusieurs démarches sont utilisées pour quantifier les impacts des retenues à partir d'observations : 1) le suivi amont/aval des débits des retenues présentes sur le bassin et de leurs variations de volume, ou d'un ensemble représentatif de retenues présentes dans le bassin, 2) le suivi de bassins versants jumeaux mais équipés différemment en retenues, 3) l'analyse multifactorielle de chroniques longues de débits, de données météorologiques et des informations sur le développement des retenues.

Les études recensées portent sur des bassins situés au Nord-Ouest des Etats Unis, au Nordeste brésilien, en Chine, Nouvelle Zélande ou Afrique du Sud, donc **dans des contextes climatiques et de densité de retenues variés**. La diversité des situations, mais aussi des débits caractéristiques analysés par ces études, rend de nouveau difficile la comparaison des résultats et la déduction de règles quantitatives. Toutefois, l'ensemble des études concluent à une réduction des débits due aux retenues, parfois induite davantage par les pertes dues à l'évaporation ou l'infiltration (Figure 9), qu'aux usages de l'eau. Ces pertes peuvent par exemple conduire à ce qu'un m^3 de capacité de retenue induise une réduction du volume écoulé de 3 à 4 m^3. Sur certains bassins, les pertes par infiltration au sein de la retenue peuvent contribuer à pérenniser l'écoulement du cours d'eau aval qui était à l'origine intermittent. La réduction des débits, variable dans le temps à la fois au cours de l'année et entre les années peut être particulièrement marquée pour les débits de crues et d'étiage. Comme noté précédemment, il a été observé que la réduction est d'autant plus marquée que l'année est sèche. Compte tenu de la variété des situations et des descripteurs d'impact utilisés dans les différentes études, il est difficile de formuler des conclusions générales plus précises, et qui seraient transposables au contexte hexagonal.

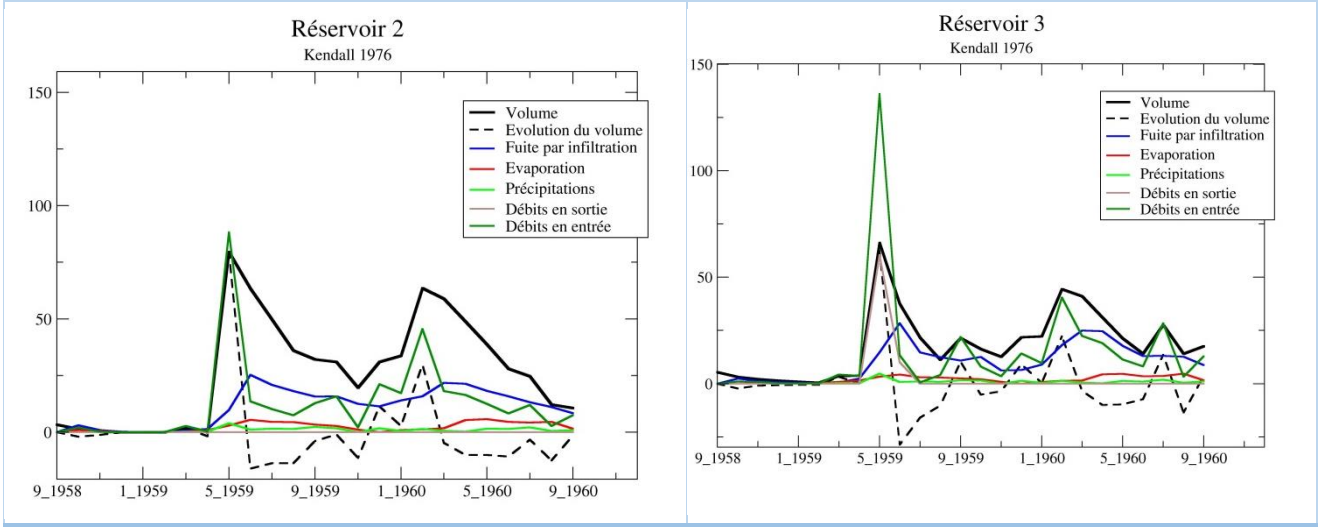


Figure 9 : Bilan hydrique mensuel de deux retenues, en Oklahoma, suivies entre septembre 1958 et septembre 1960. Noir : volume de la retenue, noir pointillé : évolution du volume de la retenue, vert foncé: apport sur le bassin d'alimentation, vert clair : précipitation sur la retenue, bleu : perte par infiltration, rouge: perte par évaporation; gris : débits en sortie. Tous les volumes sont exprimés en milliers de m^3.

IV.2.2 Méthodes basées sur la modélisation

L'essentiel des travaux qui abordent l'effet cumulé des retenues sur l'hydro(géo)logie a recours à la modélisation. Il s'agit de simuler les écoulements en un ou plusieurs points du bassin versant comportant des retenues, ainsi que le plus souvent l'état hydrique de ces dernières. L'effet cumulé du réseau de retenues est alors estimé sur la base d'indicateurs hydrologiques calculés à partir de simulations réalisées avec et sans prise en compte des retenues dans le modèle, comme illustré par exemple sur la Figure 10 pour un ensemble de bassins versants en Australie.

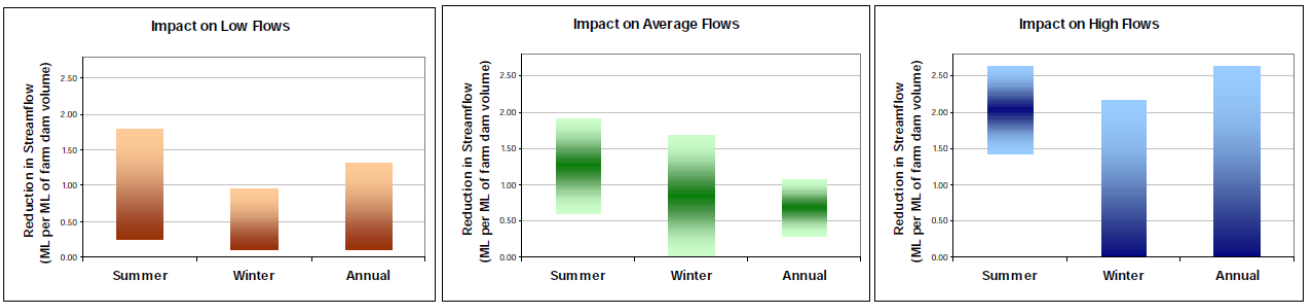


Figure 10 : Impacts des réseaux de retenues sur les débits des rivières en été, en hiver et en moyenne sur l'année. La différence de débit est rapportée à la capacité cumulée des retenues. A gauche l'impact sur les faibles débits, au milieu sur les débits moyens et à droite sur les forts débits. Les valeurs sont une compilation d'estimations faites par modélisation sur un ensemble de bassins versants dans la province de Victoria – Australie-

Les démarches de modélisation sont diverses, et varient notamment en fonction des objectifs visés, des données disponibles, ainsi que des «habitudes de modélisation» des personnes ou organismes menant l'exercice de simulation. On peut les distinguer notamment selon **la description qu'ils font de la distribution spatiale des retenues et de leurs caractéristiques**, ainsi que de **la façon dont ils conceptualisent et calculent les flux au sein du bassin versant**.

IV.2.2.a Des représentations de réseaux de retenues très variées entre les modèles….

Le mode de représentation spatiale du réseau de retenues dans un bassin versant constitue une des principales clés de différenciation dans les modélisations recensées dans la littérature scientifique. Les représentations peuvent être classées selon trois grandes catégories : (i) une représentation spatiale explicite, où chaque retenue est prise en compte individuellement, (ii) une représentation globale, où le réseau de retenues est représenté sous la forme d'une retenue

unique équivalente, (iii) une représentation statistique, qui rend compte des classes de capacités de retenues. Mode de représentation des retenues et modèles hydrologiques sont liés : certains modèles adoptent une représentation globale par suite de manque d'informations suffisamment détaillées sur les retenues, alors que leur structure leur permettrait de rendre compte de la distribution spatiale de celles-ci, mais d'autres sont « par nature » contraints à une représentation globale ou statistique, comme cela sera explicité plus loin.

La représentation spatialement explicite des retenues présente l'intérêt de simuler l'effet cumulé des retenues à différents niveaux d'organisation, et notamment d'amont en aval du réseau hydrographique. Elle permet de quantifier des impacts locaux qui pourraient être gommés à plus grande échelle quand seul l'impact global à l'exutoire du bassin versant est calculé. Rarement mise en œuvre, en raison du manque de données suffisamment exhaustives sur les caractéristiques du réseau de retenues (nombre, localisation, caractéristiques géométriques, prélèvement, **cf Chapitre III**, ce mode de représentation implique de plus que le modèle hydrologique soit capable de simuler les débits entrants et/ou les flux de ruissellement entrant dans chaque retenue.

La représentation globale par retenue équivalente est la plus utilisée. Le réseau de retenues collinaires présentes sur une portion de l'espace est représenté sous la forme d'un réservoir équivalent, auquel sont affectées des caractéristiques dérivant de l'ensemble des retenues présentes sur cette portion d'espace. Selon le modèle et les données disponibles, une seule retenue équivalente peut être utilisée pour l'ensemble du bassin versant, ou une pour chacun des sous bassins, voire des mailles. Selon les modèles, l'écoulement alimentant la retenue équivalente correspond à celui simulé sur l'ensemble du (sous) bassin versant, ou à une fraction de ces flux. Dans ce dernier cas, la fraction est alors supposée correspondre à la fraction surfacique du (sous) bassin versant drainé par les retenues (rapport du cumul des aires drainées des retenues sur la surface totale du bassin versant). Sa frugalité en données et la simplicité de mise en œuvre du modèle associé, constituent les principaux atouts de cette représentation. Ce faisant, seule l'influence du réseau de retenues à l'exutoire du bassin versant ou du sous bassin versant supportant la retenue équivalente peut être simulée, excluant la possibilité d'une simulation spatialisée des débits le long des biefs du réseau hydrographique. Cette limite (qui peut être levée si le découpage en sous bassins est réalisée à haute résolution) pose problème si l'on cherche par exemple à estimer l'influence des retenues sur la qualité de l'habitat écologique au niveau spatial des biefs. Cette représentation implique par ailleurs deux hypothèses fortes, dont la validité est rarement respectée : i) l'influence d'une retenue est indépendante de sa position dans le (sous) bassin versant et par rapport au cours d'eau, nonobstant son influence sur les différentes composantes de l'écoulement et du bilan hydrique, ii) les flux d'eau contrôlant la vidange et le remplissage de la retenue sont homogènes sur le (sous) bassin versant. De plus les connexions existant éventuellement entre des retenues du (sous) bassin versant ne peuvent être prises en compte. Or, les effets locaux en matière de climat, de sol, de lithologie et d'occupation du sol peuvent avoir un poids important dans la genèse des écoulements.

La représentation statistique considère un ensemble de réservoirs équivalents, chaque réservoir équivalent moyennant les caractéristiques des retenues d'une classe de capacité. L'état et le fonctionnement hydrologique de chaque réservoir équivalent sont simulés par le modèle en fonction des flux entrant et sortant des retenues. Cette représentation peut être vue comme une variation de la représentation par retenue globale équivalente. Le fonctionnement de chaque classe de retenues dépend du modèle : selon le cas, le débit d'entrée peut par exemple ne dépendre que de l'aire drainée estimée pour cette classe de retenue, ou inclure également tout ou partie des débits sortant d'une autre classe de retenues, considérées compte tenu de leur capacité moindre être situées en amont et connectées à la classe aval. Ainsi cette représentation implique de poser des règles de connexion entre les classes de réservoirs, et entre ces classes et l'exutoire, ainsi que la répartition des débits entres les réservoirs et l'exutoire. Dans les applications, ces règles semblent le plus souvent être basées sur une **expertise empirique plutôt que sur une analyse de la topologie des retenues,** du réseau hydrographique et des écoulements sur le bassin d'application. La Figure 11 illustre par exemple la conceptualisation des connexions et de la répartition des flux utilisés dans le modèle brésilien WASA.

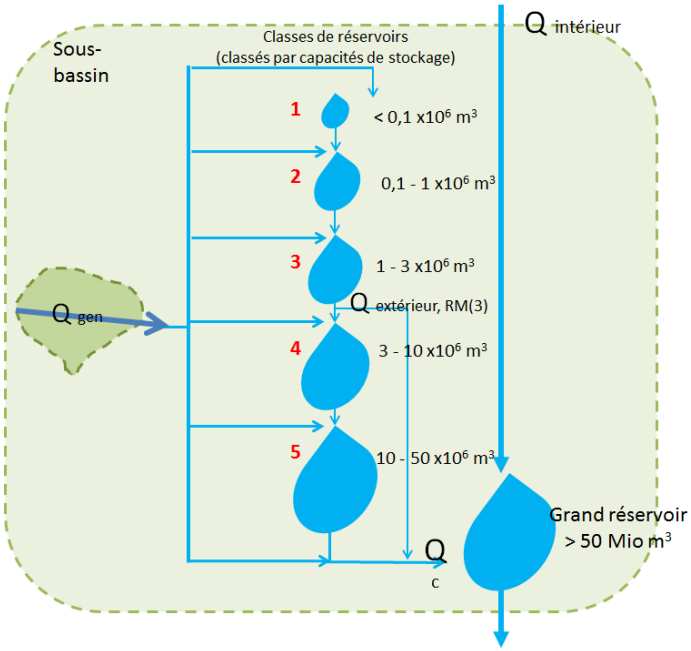


Figure 11 : schéma des réservoirs en cascade du modèle WASA. Chaque réservoir équivalent représente une classe de capacité de retenue. Dans l'exemple présenté, 5 classes sont représentées, de la classe à plus faible capacité (<100000m3) à la classe à plus forte capacité (10-50 millions m3). Le bassin en question est doté à son exutoire d'un grand barrage (LR) dont le fonctionnement hydrologique est explicitement simulé.

IV.2.2.b ….liées à des conceptualisations différentes du fonctionnement du bassin versant …

La modélisation de l'effet cumulé des retenues sur le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant **demande d'une part de simuler le bilan hydrologique des retenues** et **d'autre part d'estimer les flux d'eau dans le bassin versant,** comme schématisé sur la Figure 12.

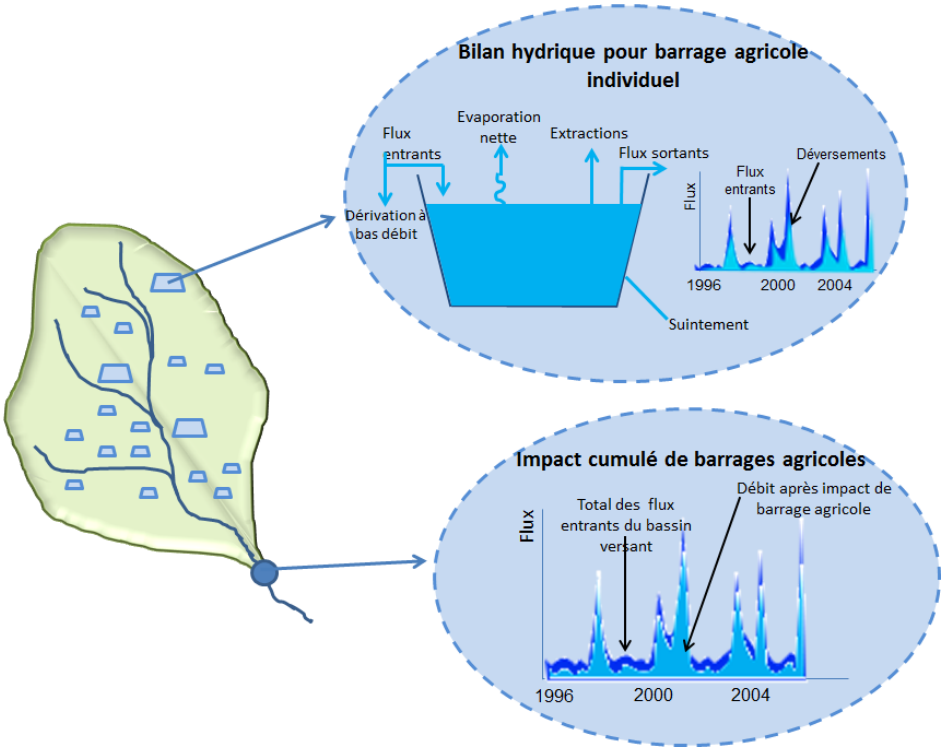


Figure 12 : Représentation conceptuelle d'un modèle hydrologique pour la simulation de l'effet cumulé des retenues sur le débit à l'exutoire (modèle TEDI, (Nathan & Lowe 2012)**)**

A une exception près, où le fonctionnement de la retenue (ou de la retenue équivalente, ou des classes de retenues selon la représentation adoptée) est prescrit dans le modèle car les données relatives à la gestion de la retenue (flux de prélèvement et de restitution au cours d'eau) sont connues, la **représentation du fonctionnement de la retenue** est basée sur le calcul de son bilan hydrique, à un pas de temps allant de la journée au mois selon la modélisation (Tableau 4). Dans la grande majorité des cas, les modèles ne représentent que des retenues de type « fill-and-spill » : les retenues restituent de l'eau à l'aval uniquement en cas de débordement, entrainant alors la re-connexion du bassin versant qu'elles drainent avec le reste du bassin. Rares sont les modèles qui prennent en compte l'existence d'un débit réservé, ou d'une gestion « active » du flux restitué au cours d'eau. La ou les retenues sont le plus souvent supposées vides en début de saison. Le Tableau 4 résume le type de représentation spatiale des retenues et les processus hydrologiques simulés par les différentes modèles étudiés. Les prélèvements dans la ou les retenue(s) sont évalués de façon souvent simplifiée voire simpliste faute d'informations, comme cela a été évoqué au § IV.1.5.

Tableau 4 : mode de représentation spatiale des retenues et processus pris en compte par les modèles analysés

Modèle	Représentation des retenues	Dt, pas de temps	Processus pris en compte						
			Débit entrant	Débit à l'aval	Evaporation	Pluie directe	Infiltration	Nappe	Prélèvements
TEDI	Statistique	Mois/jour	Débit observé	Débordement	x	x	x		x
CHEAT	Spatialement explicite	Mois	Débit observé	Débordement + débit réservé					
WaterCAST	Statistique	Jour	Modèle hydrologique	Débordement	x	x			x
WASA	Statistique	Jour	Modèle hydrologique semi distribué	Débordement	x		x		x
Deitch et al.	Spatialement explicite	Jour	Débits observés	Débordement					
PITMAN	Equivalente par BV	Mois	Modèle hydrologique global	Débordement	x				x
SWAT	Equivalente par sous BV	Jour	Modèle hydrologique semi-distribué	Débordement	x	x		x	x
ISBA-Rapid	Equivalente par maille (de 64 km^2)	Horaire	Modèle hydrologique distribué	Débordement	x				x
ACRU	Equivalente par bassin versant	Jour	Modèle hydrologique	Débit réservé/ débordement	x	x	x		x
POTYLDR	Equivalente par BV	Jour	Modèle hydrologique	Contrôle des débits restitués /débordement	x	?	x	?	x
GR4J*	Equivalente par BV	Jour	Modèle hydrologique global	Débit restitué : débit entrant – variation de volume dans le retenue (prescrite)					
HYDROMED	Equivalente par BV	jour	Modèle hydrologique global	Débordement	x	x			x

* Le modèle GR4J n'établit pas de bilan hydrologique des retenues. Les variations de volumes observées dans les barrages sont des variables d'entrée du modèle.

Pour ce qui concerne l'estimation des flux d'eau dans le bassin versant ou à son exutoire, deux grandes classes de méthodes existent. **La première consiste à se baser sur les débits mesurés à l'exutoire du bassin versant.** Le modèle sert alors à estimer les débits en des points clés du réseau hydrographique, et notamment en entrée des retenues. La spatialisation du débit le long du réseau hydrographique à partir du débit mesuré se fait sur la base de règles, souvent géométriques et basées sur les aires drainées amont, et ce faisant supposant un débit spécifique constant le long du réseau hydrographique. L'intérêt de cette approche, en comparaison de la simulation des flux, est de soustraire à l'acquisition de données (e.g. sol, végétation, ...) nécessaires à la modélisation des flux et au travail de calage de modèles. Elle permet de focaliser la modélisation sur l'étude du fonctionnement des retenues et de leur influence sur l'hydrologie du bassin. Cependant, cette approche utilisant des débits observés qui sont déjà « perturbés » ne peut déduire l'impact des retenues qu'en supposant que la réponse hydrologique est linéaire, i.e. que le modèle forcé par les débits observés

et intégrant la représentation de retenues sur le bassin simule de fait l'impact du double de retenues, puisque la baisse de débit liée à la présence de retenues est souostraite du débit observé, qui intègre déjà la présence de retenues. L'écart entre les observations de débits et les débits simulés doit donc être divisé par deux et ajouté au débit observé pour estimer le débit non influencé. Malgré cette hypothèse importante, cette méthode bénéficie d'une certaine facilité de mise en œuvre.

La deuxième méthode, plus classique, consiste à **simuler les flux d'eau en intégrant la présence de retenues**. Le recours à la modélisation hydrologique permet de simuler les flux d'eau dans le bassin versant (ruissellement, débit, écoulement de nappe, évaporation, transpiration, ...), et notamment les flux d'eau qui conditionnent le fonctionnement hydrologique des retenues, ou qui sont sous la dépendance des retenues. C'est en particulier l'intérêt de la modélisation hydrologique que de simuler le ruissellement et le débit de rivière qui vont alimenter les retenues ou qui vont être modifiés par la présence de retenues. Du point de vue de la résolution spatiale des modèles, on retrouve ici la même variété que pour la modélisation de bassin versant « classique » (Tableau 4) **:**

- **les modèles globaux**, considèrent le bassin versant comme une entité unique et ont pour la plupart été développés pour calculer un flux à l'exutoire du bassin versant. A une exception près (GR4J), la démarche suivie avec un modèle hydrologique global est de simuler d'abord le débit et le ruissellement dans le bassin versant, qui constituent ensuite les variables d'entrée dans le modèle de bilan hydrologique de la retenue équivalente. Le modèle GR4J procède différemment. Les variations de volumes observées dans les réservoirs, connues dans l'application citée, sont des variables d'entrée du modèle. Ces modèles ne permettent de représenter les retenues que sous forme de retenue équivalente. Soulignons qu'un bassin versant peut être découpé en sous-bassins versants, et le modèle global appliqué sur chaque sous bassin, avec une représentation associée des transferts le long du réseau hydrographique : dans ce cas, le modèle global peut quasiment être considéré comme un modèle semi-distribué, voire distribué, la maille élémentaire minimale étant dans ce cas le sous bassin versant élémentaire (puisque par essence un modèle global ne représente les flux qu'à l'exutoire d'un BV)
- **les modèles semi-distribués** découpent le bassin versant selon des grandes unités hydrologiques supposées homogènes du point de vue de leur fonctionnement hydrologique et de leurs propriétés. Selon le modèle, la redistribution de l'eau entre ces unités est représentée ou pas. Selon les travaux, une représentation par réservoir équivalent ou selon une représentation statistique a été utilisée.
- **les modèles distribués** représentent les propriétés du bassin versant, et les connexions entre les différents éléments, de façon spatialement explicite. Ils simulent les flux hydrologiques en tous points du bassin, ou du moins les flux moyens pour chaque élément de discrétisation du bassin versant. L'espace est le plus souvent discrétisé (i.e. découpé) selon un maillage à mailles carrées. Par exemple, le modèle ISBA-Rapid est un modèle distribué, où la discrétisation de l'espace est basée sur des mailles carrées de 8 km de côté et où l'ensemble des retenues au sein d'une maille est représenté par un réservoir équivalent. Seuls ces modèles permettent une représentation spatialement explicite des retenues.

IV.2.2.c … difficiles à évaluer

De façon générale, le recours à un modèle hydrologique pour simuler l'hydrologie d'un bassin versant requiert une phase d'évaluation du modèle, également appelée validation. Cette phase consiste à analyser la pertinence du modèle pour simuler le fonctionnement du bassin versant étudié et passe par la comparaison d'une ou de plusieurs variables observées avec leurs valeurs simulées par le modèle, le plus couramment le débit à l'exutoire. Cette phase peut permettre de mieux caractériser la validité des hypothèses qui fondent le modèle, de sa structure et des jeux de paramètres employés. Dans le cas de la modélisation de bassin versant avec retenues, selon la structure du modèle et les données disponibles, cette phase de validation peut porter sur la seule comparaison des débits observés et simulés à l'exutoire du bassin ou de ses sous bassins versants, sur le volume d'eau dans les retenues, ou sur des variables internes, comme par exemple le niveau de la nappe en certains points du bassin. Dans le cas particulier de l'application de modèles utilisant comme entrée le débit observé à l'exutoire, la démarche de validation est très peu explicitée. Dans tous les cas, l'évaluation est relativement difficile. Ainsi, si on compare débits simulés et observés, on évalue le modèle hydrologique et la façon dont sont représentées les retenues. Un biais sur l'estimation du bilan hydrique peut alors être exacerbé ou au contraire gommé par la façon dont sont représentées les retenues. Pour être pertinente, une évaluation du modèle sur les débits devrait pouvoir couvrir une période assez longue, idéalement débuter avant le développement des retenues. Cependant, le manque de données limite ce type d'évaluation. Une évaluation multicritère, par exemple,

sur les débits en différents point ainsi que sur les volumes des retenues, serait à priori plus fiable, mais, nécessite de nouveau des données souvent difficiles d'accès.

La démarche de validation peut être complétée d'une analyse de sensibilité du modèle, permettant d'identifier les paramètres ou variables d'entrée ayant la plus forte influence sur les résultats de simulation. **Les incertitudes liées aux hypothèses faites sur la position des retenues et de leur fonctionnement**, qui découlent du choix d'une représentation par retenue équivalente ou par distribution statistique des retenues, **ne sont que rarement évaluées**. Cela s'explique par la difficulté de l'exercice qui nécessiterait de pouvoir comparer des simulations d'un modèle selon différentes répartitions spatiales de retenues, sous condition de disposer de données réalistes sur ces répartitions. Cette démarche est donc peu suivie et les rares cas recensés montrent que la sensibilité des simulations aux paramètres diffère selon le débit caractéristique simulé (débit moyen, débit de pointe, débit d'étiage) et selon le fonctionnement hydrologique du bassin versant.

IV.3 Conclusion sur les effets cumules des retenues sur l'hydrologie

L'impact de réseaux de retenues sur l'hydrologie est démontré et quantifié dans toutes les études, qu'elles s'appuient sur l'observation ou la modélisation. Ces impacts se traduisent par une réduction du débit moyen, mais aussi des débits d'étiage, de crue, ainsi que de la variabilité annuelle des débits. Des impacts sur les nappes et les zones humides sont également relevés, et ces impacts se prolongent jusqu'aux estuaires et à la mer.

Cependant, l'intensité des impacts est assez variable, d'une part sur un même bassin, en fonction de la variation des conditions climatiques d'une année à l'autre, les diminutions des débits étant systématiquement plus importantes les années sèches que les années humides, et d'autre part, d'un bassin à l'autre. La variabilité entre deux bassins, même situés dans des contextes climatiques et géologiques similaires peut s'expliquer par la différence d'équipement en retenues des bassins, leur situation dans le bassin, et/ou par leur utilisation.

A notre connaissance, aucune étude ne s'attache à répondre à la question de la pertinence d'indicateurs simples, notamment en lien avec la densité de retenues, pour évaluer l'impact des retenues, la plupart des études se focalise sur un bassin particulier, sans objectif **de corréler les impacts à des indicateurs**. Ainsi, il n'y a pas de trace d'indicateur élaboré, comme par exemple la comparaison des précipitations efficaces par rapport au volume des retenues. Une première analyse globale à partir de l'ensemble des études de cas suggère que la densité de retenues seule n'est pas un critère suffisant pour quantifier l'impact hydrologique. Pour autant, la question reste ouverte compte tenu du faible effectif de cas d'études disponibles.

Les méthodes utilisées pour identifier et quantifier l'impact cumulé des retenues sur l'hydrologie reposent rarement sur des observations (une demi-douzaine d'études) et plus généralement sur de la modélisation (une vingtaine). Méthode a priori plus abordable, le recours à la modélisation doit relever cependant un double défi : i) représenter l'ensemble des retenues présentes dans le bassin, avec leurs caractéristiques physiques individuelles (localisation, surface, volume), leur usage, voire, avec leur mode de gestion, ii) simuler le fonctionnement de chaque retenue (et de leurs interactions le cas échéant) en relation avec le fonctionnement de leur bassin versant.

Face à la difficulté de disposer de données complètes sur les retenues (localisation, propriétés, usages associés) (cf Chapitre 3) la stratégie la plus commune est d'adapter la modélisation aux données disponibles. Ainsi, la plupart des modèles représentent l'ensemble des retenues par des classes volumiques de retenues dont la distribution spatiale n'est pas individuellement spécifiée. Les incertitudes associées à cette simplification spatiale semblent réduites par rapport à d'autres sources d'incertitudes, mais dépendent très certainement de contextes locaux. Une des principales sources d'incertitudes de la modélisation est associée à l'estimation du bilan hydrique de la retenue, en raison d'une connaissance peu précise de l'usage de l'eau de la retenue (ie, le volume et la temporalité des prélèvements), des capacités de remplissage de la retenue (qui dépendent du fonctionnement hydrologique du sous-bassin associé) et des pertes de la retenue par évaporation, qui peuvent être conséquentes selon les régions.

L'analyse de la bibliographie sur les estimations via observation et modélisation des différents termes du bilan hydrique montrent que ces flux restent difficiles à estimer, mais, peuvent conduire néanmoins à des recommandations sur les méthodes à privilégier.

Dans ces différentes études, nous avons pu constater que le mode de gestion des retenues impliquant l'existence de débits réservés, ou des périodes de remplissage particulières n'était qu'exceptionnellement pris en compte, alors que ces éléments ressortaient comme des points importants lors de la phase exploratoire de l'expertise. De même, les relations entre les systèmes de cultures, leurs modalités d'irrigation et le fonctionnement des retenues, ne faisant pas l'objet d'analyses qui permettraient une modélisation fine et robuste (non dépendante d'un contexte particulier), sont peu prises en compte. Pourtant, l'irrigation, en maintenant les sols plus humides, peut favoriser des écoulements qui contribuent aux débits des sous-bassins irrigués et la position relative dans l'espace des différents systèmes de cultures (plus ou moins irrigués et irrigués à des périodes variables) peut jouer sur l'intensité des écoulements. De plus les effets indirects des retenues, en particulier sur l'évolution de l'occupation des sols et des pratiques agricoles, ne sont généralement pas pris en compte dans les études. Cependant, il est certain que les modifications d'occupation des sols influencent l'hydrologie des bassins versants. Ainsi, l'irrigation se traduit généralement par une intensification et/ou une diversification des cultures. La modification de l'occupation des sols a donc certainement un impact sur la dynamique de vidange et remplissage des retenues du bassin, qui verra son hydrologie varier après la création des retenues.

Au niveau scientifique, **les verrous identifiés** pour progresser sur l'étude de l'impact cumulé des retenues sur l'hydrologie se situent notamment au niveau de l'accès aux données décrivant les retenues et leurs usages. Il semble qu'une certaine régionalisation soit possible, tant pour les caractéristiques des retenues, leur distribution sur le bassin, les usages associés ou leur influence sur le régime hydrologique, mais ces paramètres sont contexte dépendants, et leur acquisition suppose donc une démarche d'observation et/ou de modélisation sur une gamme de bassins versants aménagés. Une telle démarche, aboutissant à l'élaboration d'une typologie permettrait de déterminer pour chaque cas quel type de modélisation est le plus approprié, notamment pour ce qui concerne la spatialisation des retenues. **Les études basées sur la modélisation s**e heurtent aux limitations classiques liées à la modélisation hydrologique, aggravées par la méconnaissance des flux d'eau perdus par évaporation ou infiltration. **Les études basées sur les observations** se heurtent quant à elles à la nécessité d'aborder des périodes longues, et de distinguer les effets de la variabilité naturelle de ceux de l'anthropisation. Enfin, l'intégration des effets indirects, notamment sur l'évolution de l'occupation du sol, nécessite un recul sur des temps relativement longs, se heurtant là encore à la difficulté d'accès à des données appropriées.

Les petites retenues constituent par leur multiplicité des capacités de stockage conséquentes, et leur volume à l'échelle planétaire est du même ordre de grandeur que celles des grands barrages. De plus, la durée de vie de ces retenues est en général de plusieurs décennies. Il est donc important d'intégrer les impacts de ces retenues sur l'hydrologie également sur les temps longs. Dans les régions où les projections climatiques conduisent à une augmentation des sécheresses, il faut s'attendre à ce que l'impact des retenues existantes sur l'hydrologie augmente (i.e., même à un taux d'équipement constant).

Chapitre V EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LE TRANSPORT SEDIMENTAIRE ET L'HYDROMORPHOLOGIE DES COURS D'EAU

L'effet des retenues sur le transport sédimentaire et l'hydromorphologie des cours d'eau est essentiellement abordé dans la littérature scientifique pour les grands ouvrages, le plus souvent isolés, sur des lits majeurs. Rares sont les références abordant les ouvrages en versant, ou l'impact cumulé des ouvrages. Ce chapitre s'appuie donc sur des connaissances relatives à des retenues plus importantes que celles qui constituent l'objet de l'expertise, et tente autant que possible d'identifier les connaissances, méthodes et outils qui sont transposables dans le cadre de l'expertise : si les processus mis en jeu sont essentiellement les mêmes, les ordres de grandeur, et la hiérarchie entre les processus dominants sont différents.

Ce chapitre présente tout d'abord l'influence d'une seule retenue sur le transport sédimentaire, les effets induits sur le cours d'eau aval, et les outils et concepts disponibles pour les aborder, éléments nécessaires à aborder avant de passer au cas d'un ensemble de retenues, qui a fait l'objet d'un intérêt moindre dans la littérature scientifique.

V.1 EFFET D'UNE RETENUE SUR LE DEVENIR DES SEDIMENTS ET LA MORPHOLOGIE DES COURS D'EAU

L'effet d'une retenue sur le devenir des sédiments et la morphologie des cours d'eau résulte de l'influence de la retenue sur deux variables de contrôle de ces processus que sont **les caractéristiques hydrologiques des écoulements**, et **les concentrations et débits solides**. Une fois ces effets considérés, on peut examiner leur influence sur les variables **d'ajustement* morphologique du réseau hydrographique** en aval de la retenue. L'influence d'une retenue sur le régime hydrologique a été abordée au chapitre précédent : elle diminue globalement les volumes écoulés et les pics de crue, d'une façon qui varie en fonction de ses caractéristiques propres, de celles du bassin versant qui la supporte, et des usages de l'eau qu'elle stocke.

V.1.1 Une retenue piège les sédiments….

En ralentissant l'écoulement et diminuant sa capacité de transport, l'un des effets de premier ordre d'une retenue est de constituer un piège pour les sédiments. Cet effet peut être mesuré directement par bathymétrie diachronique, ou analyse de carottes de sédiments ; l'analyse de ces données est toutefois réputée difficile et contestable, en particulier du fait de l'hétérogénéité spatiale et temporelle importante de ces dépôts au sein des retenues. Il peut également être estimé par modélisation numérique, ou via le recours à des indices de sédimentation, ou des ratios basés sur la capacité des retenues et l'aire du bassin versant ou les flux entrants estimés. Ces indices ont été mis au point pour de grandes retenues, et sont considérés valides en moyenne ou sur le long terme. Pourtant, une forte variabilité saisonnière et annuelle de l'efficacité du piégeage peut parfois être observée, selon l'occurrence des évènements extrêmes, les caractéristiques de la couverture végétale des sols ou les caractéristiques de la retenue.

Le volume total des sédiments déposés dans un réservoir dépend de l'érosion brute en amont du bassin, de la proportion de sédiments arrivant au réservoir, des caractéristiques de sédimentation des sédiments à l'intérieur du réservoir ainsi que de la production interne de sédiments biogènes dans certaines retenues par décantation des résidus particulaires de la production primaire. Dans la majorité des cas, la tête du bassin versant fournit plus de 75 % de la charge de fond* des cours d'eau ; l'accès du bétail aux berges, ou le batillage peuvent toutefois provoquer l'érosion des berges et contribuer significativement aux flux de sédiments entrant dans la retenue. **La production de sédiments** et son transport depuis la zone source jusqu'à son point de dépôt dépendent de nombreuses variables, notamment les caractéristiques des précipitations, la géologie, la topographie et l'occupation du sol. L'essentiel du transport des sédiments dans un bassin versant se produit pendant les épisodes pluvieux les plus importants. Les bassins agricoles ont en général une production

de sédiments plus élevée que les BV boisés, et parmi les sols cultivés, les sols nus ou à culture peu couvrante peuvent avoir un taux d'exportation (production de sédiments par unité de surface) 10 à 20 fois plus élevé que les sols à couverture permanente. L'érosion des berges est susceptible de constituer une source importante de sédiment même dans des bassins à forte couverture végétale. Par ailleurs, les petits bassins versants ont en général un taux d'exportation plus élevé que les BV plus vastes, où le taux de dépôt « interne » est plus fort.

Le piégeage des sédiments dans la retenue dépend de leur granulométrie, de la taille de la retenue, de la vitesse des écoulements en son sein. On peut distinguer **la charge de fond**, ou sédiments grossiers, pour laquelle le taux de piégeage est proche de 100%, et **la charge en suspension**, ou sédiments fins, pour laquelle le taux de piégeage est plus variable. Il n'y a pas de seuil de diamètre absolu entre ces deux fractions, puisque la différence entre les deux mécanismes dépend aussi de l'énergie hydraulique (vitesse, turbulence…). Pour fixer les idées, on peut considérer que les sédiments grossiers correspondent aux fractions granulométriques allant des sables moyens (>500 µm) aux blocs. Les taux d'exportation ou de sédimentation cités dans la littérature sont globaux, et ne font quasiment jamais la distinction entre sédiments grossiers et fins, alors que, du point de vue de l'écologie, les classes granulométriques grossières sont primordiales pour les biocénoses aquatiques et le maintien des communautés biologiques. . A l'inverse la fraction considérée comme géochimiquement active est inférieure à 60 ou 50 µm selon les auteurs. On peut ainsi considérer que, en l'absence d'équipement favorisant leur transparence au transport solide (dérivation, rampe à sédiment), les grands ouvrages piègent de 50 à 100 % de la charge de sédiments entrant, et déconnectent ainsi partiellement ou complètement l'amont du bassin versant de son aval pour ce qui concerne le transport sédimentaire. Certaines études portant sur de plus petites structures donnent des chiffres équivalents (60 à 100%), d'autres aboutissent à des efficacités moindres (35 à 60 %) pour des retenues dont le barrage est peu élevé (2 à 4 m). Pour certains de ces petits ouvrages, le taux de dépôt est tel qu'ils peuvent parfois se combler en quelques dizaines d'années et devenir transparents pour le transport solide.

Selon l'usage et le mode de gestion de la retenue, une partie des sédiments piégés peut être relarguée volontairement lors d'épisodes de vidange, de chasse ou de curage.

V.1.2 …et modifie la morphologie du cours d'eau aval de façon complexe.

En modifiant à la fois les flux liquides et solides à son aval, une retenue est susceptible de modifier le fonctionnement morphologique des tronçons de cours d'eau situés en aval. Pour que cette modification soit importante il faut (1) que la modification des débits affecte les débits morphogènes[18] et les débits de mise en mouvement des particules, qui seront les seuls débits considérés dans la suite de ce chapitre, (2) que les retenues bloquent la charge de fond (c'est-à-dire les sédiments d'une taille équivalente à celle qui compose le lit en aval) et, (3) que les tronçons aval possèdent une capacité d'ajustement.

L'ajustement morphologique des cours d'eau peut être analysé par des analyses diachroniques de la forme (largeur, style fluvial) des cours d'eau sur la base de photographies aériennes, par la combinaison de données *in situ* (mesures topographiques répétées) et de modèles de transport solide, ou par l'utilisation de modèles conceptuels des ajustements potentiels. L'impact morphologique des barrages a surtout été étudié pour de grands ouvrages, et principalement pour ce qui concerne le chenal d'écoulement ; la prise en compte de la plaine alluviale est plus récente, bien que son évolution soit également influencée par les ouvrages.

De façon générale, à l'échelle d'un tronçon fluvial, si les quantités de sédiments (constitutifs de la charge de fond) entrants et sortants sont identiques, le tronçon est considéré comme en équilibre sédimentaire. Si les quantités entrantes dans le tronçon sont supérieures aux quantités sortantes, le bilan sédimentaire est positif, ce qui se traduit par une accumulation des matériaux dans le lit qui induit un exhaussement. Si les quantités entrantes sont inférieures aux quantités sortantes, le bilan sédimentaire est négatif (situation de déstockage sédimentaire). La conséquence principale de ce bilan négatif est l'incision* du lit du cours d'eau. La Figure 13 résume ainsi un des premiers modèles conceptuels, qui présente les différents états ajustés du chenal résultant de différentes combinaisons de modifications des débits liquides et solides :

[18] Le débit morphogène est le débit permettant d'entrainer un ajustement morphologique du lit. Pour fixer les idées, il s'agit en général des débits de fréquence de retour 1.5 à 2 ans.

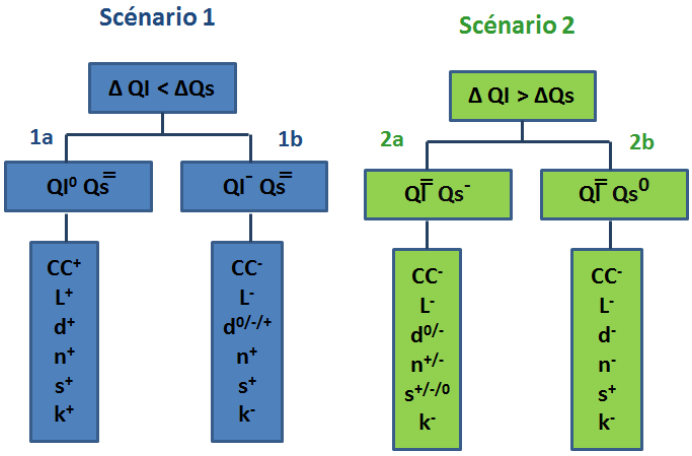


Figure 13 : Style d'ajustement du chenal à l'aval d'un barrage en réponse aux modifications relatives des écoulements (Ql) et des entrées de sédiments (Qs), lorsque la métamorphose fluviale est dominée par une réduction de la charge solide, scénario 1, et une réduction des débits, scénario 2. Les conditions extrêmes sont représentées dans les cas 1a et 2b et l'ensemble des configurations (1a, 1b, 2a, 2b) représente des séquences hypothétiques de changements du chenal en aval d'un barrage. A noter cependant que l'importance des modifications du chenal est décroissante vers l'aval ainsi que l'impact du barrage sur les débits liquides et solides. Les indices indiquent l'importance des ajustements : 0, pas de changements significatifs, +, accroissement, - réduction et = réduction majeure. Les variables morphologiques sont : CC-capacité du chenal (i.e. la dimension de la section mouillée), L-largeur, d-profondeur, n-rugosité, s-pente et k-capacité de transport, (d'après Petts et Gurnell, 2005 basé sur Schumm, 1969).

- **Le scénario 1** caractérise un cours d'eau enregistrant une forte diminution de la charge sédimentaire et/ou avec une faible réduction des débits de crue par le barrage. Dans ce cas, l'installation de la végétation est lente et sa croissance est minimale. Dans des cas extrêmes **(scénario 1a**), particulièrement dans des cours d'eau à charge sableuse, l'eau claire relâchée par les barrages entraîne l'incision du chenal. Cependant, dans la plupart des cas, les ouvrages affectent aussi l'amplitude des crues (**scénario 1b**). Ainsi, et spécialement dans le cas de rivières à méandres et à charge grossière, le cours d'eau connaît une augmentation de sa pente à la suite de l'incision de son lit, alors que la sédimentation latérale contribue à la construction de nouvelles terrasses dont l'altitude est inférieure aux précédentes, réduisant ainsi la largeur du chenal.
- **Le scénario 2** illustre les impacts des barrages sur les cours d'eau dont la variation de charge sédimentaire est limitée, mais où le laminage des crues est très significatif. Dans ce cas, l'ajustement du chenal est caractérisé par une réduction de largeur et de la capacité de transport.

Les ajustements affectent les lits fluviaux à la fois dans leurs évolutions verticales et latérales. **La mobilité verticale** va conduire selon le cas à une incision et un pavage progressif du lit (accroissement de la taille médiane des particules constituant le lit du cours d'eau), ou au contraire à un exhaussement* quand les débits modifiés restent inférieurs aux entrées de sédiments provenant de l'amont du cours d'eau, de l'érosion latérale et des affluents. Le processus d'incision pourrait se produire quand le rapport entre les débits morphogènes avant et après aménagement/régulation excède 0.9 et le processus d'exhaussement quand il est inférieur à 0.75. **La mobilité latérale** se traduit par la modification des taux de sinuosité (dans le cas de rivières à méandres), la diminution de la variabilité des largeurs ou de la mobilité en plan (Figure 14). La rétraction* du chenal s'accompagne souvent du développement de végétation, qui contribue en retour à stabiliser le lit.



Figure 14 : Evolution du lit de la Durance entre 1958 et 1998, liée à l'extraction des sédiments et à la construction du barrage de Serre Ponçon. (D'après Chapuis et Collomb 2012)[19]

Les interactions complexes des différents processus en œuvre, couplées à la diversité des bassins versants rendent difficiles l'établissement d'un seul modèle simple de réponse morphologique des cours d'eau à la régulation. En effet, outre la relation entre les débits solides et liquides et leurs variations, de nombreux facteurs sont susceptibles d'influencer l'ajustement morphologique d'un cours d'eau : la nature de ses sédiments alluviaux, la localisation des secteurs de fourniture sédimentaire, la présence ou non de végétation, la géologie du bassin versant, le style fluvial (rectiligne, à méandres, à tresses, à anastomoses), la géométrie du chenal, le fonctionnement des affluents. **La granulométrie du lit** joue un rôle crucial dans la nature des ajustements : les tronçons sableux ont tendance à répondre rapidement aux perturbations par un changement rapide de l'élévation du fond du chenal, l'ajustement de la largeur n'intervenant qu'ensuite, alors qu'il constitue la variable d'ajustement majeure sur les tronçons à charge grossière. **La végétation** joue un rôle actif dans la modification des chenaux, rôle contrôlé d'une part par les caractéristiques de la végétation (vitesse de croissance, résistance à l'arrachement, capacité de dispersion, etc.) et d'autre part par la dynamique hydromorphologique (régime des crues, puissance fluviale, etc.). Selon le cas, le développement de la végétation sera rapide et influera en retour sur la sédimentation et l'érosion pendant l'ajustement du lit qui se déroulera sur une dizaine d'années, ou au contraire se déroulera sur un temps long (de l'ordre de la centaine d'années ou plus), de façon modérée, de sorte que les modifications dans le chenal resteront dominées par les processus géomorphologiques. **Les affluents** peuvent également influencer l'ajustement du lit s'ils sont dans la zone concernée par celui-ci, selon leur contribution propre en termes de débits liquides et solides.

Un aspect important de l'ajustement morphologique d'un chenal est sa réponse complexe et variable à la fois dans le temps et dans l'espace, et que son amplitude dépend de nombreux facteurs. L'évolution du système se produit en effet au cours d'une phase de relaxation, plus ou moins longue, constituée d'une suite d'états transitionnels correspondant à un ajustement progressif de la morphologie du cours d'eau en réponse aux modifications des écoulements et de la charge solide.

Du point de vue de **l'échelle temporelle**, les ajustements se produisent plus rapidement si les débits sont augmentés (quelques années) plutôt que diminués (décennies ou siècles), cette échelle de temps étant par ailleurs influencée par l'évolution de la fréquence des débits morphogènes. Les rivières à sable montrent également un ajustement plus rapide que les autres cours d'eau. Enfin, un rétrécissement du chenal est également en général plus rapide qu'un élargissement, l'évolution du style ou de la pente étant encore plus lente, comme cela est résumé sur la Figure 15.

[19] 2012 Chapuis M., Collomb D. – La cicatrisation des rivières méditerranéennes françaises après les grandes perturbations de la deuxième moitié du XXe siècle : réponses des systèmes fluviaux et stratégies de gestion. Exemples de la Durance, du Var, de la Cèze, Revue Méditerranée (liste AERES du 13/02/2013), vol. 118, pp. 65–74,

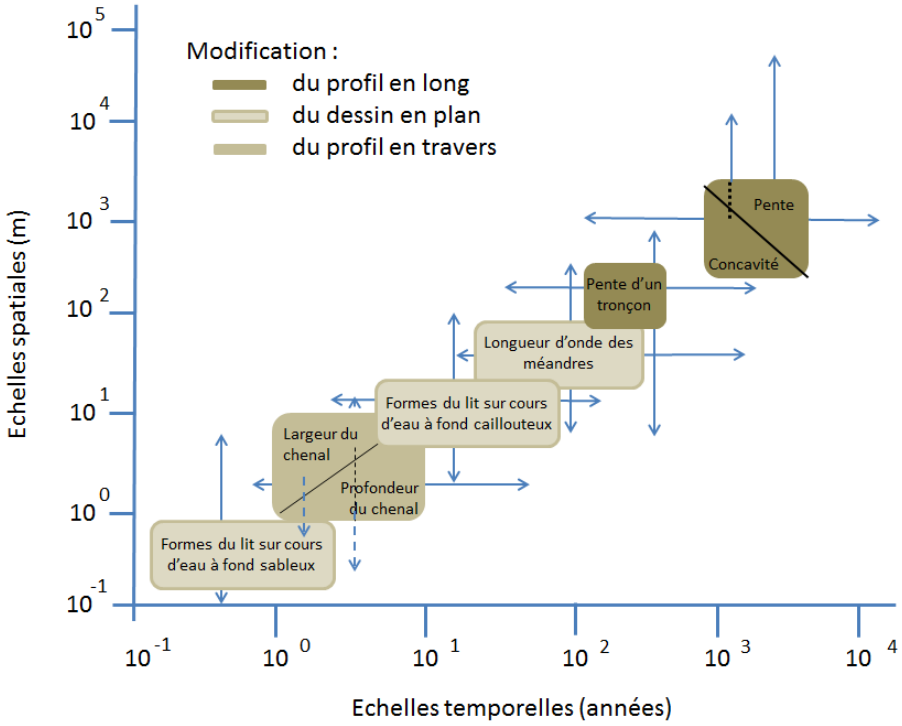


Figure 15 : Échelles spatiales et temporelles de l'ajustement des formes fluviales (d'après Knighton, 1984)

Pour ce qui concerne **l'échelle spatiale**, la distance à partir de laquelle l'influence du barrage s'atténue semble être de l'ordre de 50 à 120 km pour les grands ouvrages abordés dans la littérature, avec une progression des ajustements en général de l'ordre de 0 à 2 km/an, pouvant atteindre quelques dizaines de km/an dans quelques rares cas. L'amplitude des ajustements varie quant à elle en fonction de nombreux facteurs autres que la distance à l'ouvrage : la granulométrie du lit (présence ou absence de pavage), la présence de matériel cohésif ou de végétation dans le chenal, l'érosion de berge (apports de sédiments suffisants ou non pour contrecarrer le déficit), la gestion des débits.

Les petits ouvrages n'ont été que très peu abordés dans la littérature : les phénomènes observés sont similaires à ceux qui sont cités plus haut, mais les données sont trop peu nombreuses pour avancer des ordres de grandeur en fonction de situations.

V.2 EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LE TRANSPORT SEDIMENTAIRE ET L'HYDROMORPHOLOGIE DES COURS D'EAU

La littérature abordant spécifiquement ces aspects est très réduite (une dizaine de références) et traite essentiellement de grands barrages en série le long de grands fleuves, ou de réseaux de petites retenues collinaires.

V.2.1 Effets cumulés sur le piégeage des sédiments

En se référant aux définitions et concepts présentés en II.1.1, on peut dire que les effets cumulés sur le piégeage des sédiments sont plutôt homotypiques (piégeage quasi-systématique des sédiments) et que le processus peut être, selon la position relatives des différentes retenues, soit additif (retenues sur des tributaires différents) soit infra-additif (retenues en cascades : la retenue amont piège une partie des sédiments qui auraient été piégés dans la retenue aval). Mais ces effets sont à la fois directs et indirects (une retenue peut entrainer une reprise d'érosion à l'aval, produisant des sédiments pouvant à leur tour être piégés dans une autre retenue). La modification des flux sédimentaires à large échelle est évaluée à partir d'estimations des volumes piégés réalisées en se basant sur des mesures bathymétriques diachroniques dans un certain nombre de bassins, ou en utilisant des modèles distribués d'érosion. Une approche courante consiste à mesurer ou estimer (via des modèles conceptuels simples, comme vu en V.1.1) le piégeage dans certaines retenues, et transposer ces résultats aux autres réservoirs. Certains modèles intègrent le piégeage des sédiments par les barrages situés en amont, ainsi que la diminution du piégeage des sédiments quand les réservoirs se

remplissent. Le modèle WATEM / SEDEM, modèle distribué raster, se compose ainsi essentiellement de trois composants principaux : (1) l'évaluation de la perte de sol, (2) l'évaluation de la capacité de transport des sédiments, et (3) le routage des sédiments. Il est le seul à avoir été utilisé pour l'évaluation de l'effet cumulé des petites retenues collinaires, et semble actuellement un des mieux adaptés à cet objectif, les autres modèles abordés ayant été appliqués sur de très grands bassins (comme les bassins du barrage des Trois Gorges, ou du fleuve Jaune) Ce modèle serait toutefois à compléter par la représentation d'autres processus, comme l'érosion des berges et les dépôts de sédiments des plaines inondables.

Les observations et modélisations réalisées montrent que globalement, l'occupation agricole des sols entraine une érosion fortement accrue des versants (augmentation de 370 % par exemple sur un bassin australien entre la période pré-européenne et la période actuelle), qui peut être en grande partie contrebalancée par la présence des retenues (2.5 fois pour l'exemple cité), notamment pour ce qui concerne la fraction grossière. Cette dynamique temporelle pose donc la question de la définition de l'état de référence. Les retenues ont tendance à s'envaser de façon significative, parfois à un rythme élevé, dans les contextes érosifs, ce qui n'est pas toujours anticipé au moment de leur aménagement. Aux Etats Unis par exemple, le nombre des retenues est estimé entre 2.6 et 8-9 millions (selon les méthodes d'inventaire), et il est estimé que 21 % de la superficie totale du pays, représentant 25% du total de l'érosion en nappe et rigole, est drainée par des retenues, où la sédimentation est totale. Cette évaluation fait des petites retenues un puits de sédiments significatif. Une autre étude combinant simulations et observations dans le sud de l'Espagne indique, d'une part, que les changements d'utilisation des terres peuvent entrainer une modification importante de l'apport de sédiments, et d'autre part, que les retenues piègent plus de 77% des sédiments et sont majoritairement envasées, 81% d'entre elles présentant par ailleurs des traces d'érosion en aval. On a observé, également en Espagne, que le transport solide total dans la basse vallée de l'Ebre (dont 40 % de charge de fond) ne représente plus que 3 % de sa valeur du début du 20ème siècle ; 90 % des sédiments fins et 100 % des sédiments grossiers sont piégés dans deux barrages, les sédiments actuellement transportés ne provenant que de l'incision du lit et des érosions des berges.

V.2.2 Effets cumulés sur l'ajustement morphologique du cours d'eau

Là aussi, l'analyse des ajustements se base soit sur l'observation des effets, avec des méthodes analogues à celles citées en V.1.2 et appliquées à plus large échelle, soit sur de la modélisation. Les approches de modélisation prédictive des ajustements morphologiques à l'aval d'un réseau hydrographique concerné par une multitude des retenues sont peu nombreuses. En effet, s'il existe de nombreux modèles conceptuels permettant de « prédire » l'évolution du lit en fonction de l'évolution des facteurs de contrôle à l'aval d'un ouvrage, il semble qu'en l'état aucune solution simple n'existe pour évaluer l'effet spécifique des retenues par rapport aux autres facteurs de contrôle, ni pour évaluer l'effet des retenues situés hors du réseau hydrographique. Il s'agit bien ici d'effets indirects et multivariés, et la mise en œuvre de tels modèles se heurte notamment à la difficulté : (i) à estimer la production sédimentaire des versants qui transite ensuite comme charge de fond, (ii) à prendre en compte d'éventuelles déviations des trajectoires prédites, ou à intégrer de la connaissance experte spécifique ou des contraintes locales spécifiques, (iii) à prendre en compte le fait que le système n'était déjà pas forcément à l'équilibre du point de vue morphologique avant les perturbations, (iv) à rendre compte des temps de réponse du système.

Les effets observés dans les rares études disponibles pour l'analyse vont dans le sens d'une diminution de la largeur de la bande active et de la migration des chenaux du cours d'eau, qui peut s'accompagner du développement d'une végétation riveraine dont la forme et la structure* diffèrent de celles de la végétation préexistante, le cas échéant. Compte tenu du manque de données disponibles, il peut être intéressant de considérer l'analogie entre ces systèmes de bassins versants équipés de retenues et des BV comportant des lacs naturels en montagne : les distributions spatiales de la taille des sédiments et de l'ajustement hydromorphologique des chenaux au sein d'un réseau hydrographique y sont bien expliquées par la localisation dans le paysage des sources (versants et affluents) et des puits de sédiments (lacs) en amont, qui apparaissent ainsi comme des contrôles locaux importants sur les réseaux hydrographiques en montagne. Le modèle conceptuel de l'évolution hydromorphologique qui se produit en aval dans un bassin versant sanset avec un lac présenté sur la Figure 16 pourrait ainsi être adapté au contexte de retenues d'origine anthropique, et être mobilisé pour évaluer leur impact cumulé sur l'hydromorphologie.

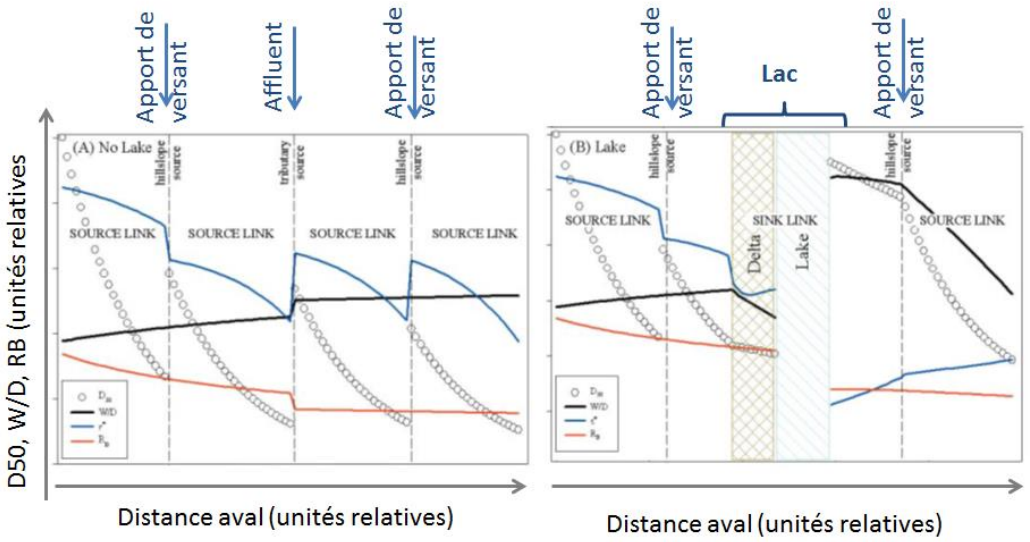


Figure 16 : Evolution hydromorphologique le long d'un cours d'eau selon qu'il comporte (B) ou pas (A) un lac (Arp et al, 2007). D50 est la taille médiane des sédiments du lit, W / D est le rapport largeur-profondeur du chenal, τ * est la contrainte de cisaillement sans dimension au débit max pour le D50, et RB est le ruissellement max.

V.3 ANALYSE CRITIQUE ET PERSPECTIVES POUR L'EVALUATION OPERATIONNELLE DE L'IMPACT CUMULE

On constate un déficit de connaissance important concernant l'effet cumulé des retenues sur le transport solide et l'ajustement morphologique des cours d'eau, lié d'une part au fait que l'essentiel de la littérature scientifique sur le sujet traite des grands ou très grands ouvrages sur cours d'eau, et d'autre part au fait que la question du cumul n'est quasiment pas abordée. De plus, si **l'effet des retenues sur les flux sédimentaires est globalement univoque (dans le sens du stockage des sédiments** quasiment total pour les sédiments grossiers, plus variable mais toujours important pour les sédiments fins), **l'effet sur les ajustements morphologiques aval est très variable**. Cette variabilité s'explique par le fait que la nature et l'ampleur de l'ajustement dépendent d'une part de la **modification relative des facteurs de contrôle que sont les flux liquides (débit morphogène) et les flux solides**, et d'autre part des conditions locales au sein desquels l'effet se manifeste (pente du tronçon, capacité d'ajustement du cours d'eau, présence d'aménagement locaux, présence de végétation, etc.). **La multiplicité des combinaisons possibles rend difficile l'établissement de modèles prédictifs performants**.

Sur le plan opérationnel, l'analyse de la littérature permet de **souligner l'importance de prendre en compte le contexte sédimentaire de chaque bassin versant pour analyser l'effet cumulé des retenues**. Schématiquement, il convient de distinguer au moins 2 contextes : les bassins où la production et le transfert de sédiments sont importants depuis les versants vers le réseau hydrographique, et les réseaux hydrographiques connaissant un déficit sédimentaire.

- **Dans les bassins où la production et le transfert de sédiments sont importants depuis les versants vers le réseau hydrographique**, si le flux important de sédiments entraine un problème de gestion (envasement des retenues, colmatage des frayères), les retenues pourraient plutôt avoir un rôle positif en réduisant ces problèmes par stockage des sédiments dans les retenues. **En première approche cet effet cumulé est quantitativement relativement proche de la somme des effets individuels**, mais la distribution spatiale des sédiments stockés dépend de la position relative et des caractéristiques des retenues. En effet, si les rétroactions entre retenues voisines semblent assez limitées, des interactions sont clairement mises en évidence : l'estimation des taux d'envasement des retenues doit tenir compte de la présence de retenues en amont, celles-ci « protégeant » les retenues avals de l'envasement. Sur le plan de la continuité écologique et des habitats en revanche, une retenue supplémentaire introduit un risque de discontinuité.
- **Pour les réseaux hydrographiques connaissant un déficit sédimentaire** avec des enjeux associés (fragilisation des ouvrages d'art, déconnexion des zones humides, dégradation des habitats aquatiques, etc.), les retenues

ont un effet plutôt négatif. **Dans ce cas la position de chaque retenue au sein du bassin est importante, selon qu'elle génère ou non une nouvelle discontinuité entre le tronçon déficitaire et les zones de production**. Si oui, son impact sera d'autant plus sensible que sa zone d'alimentation produit beaucoup de sédiments, sinon, son impact sera probablement faible voire négligeable.

La densité des retenues influe également sur l'effet cumulé, selon que la distance entre retenues dépasse la longueur d'influence ou non. Dans le cas contraire, on peut aboutir à une «artificialisation» complète du linéaire des cours d'eau. Cette longueur d'influence directe dépend toutefois de nombreux facteurs, ce qui rend difficile la proposition de valeurs de référence en l'état actuel des connaissances. Des études sur les longueurs de biefs perturbées à l'aval d'une retenue selon les différentes configurations, et donc sur l'impact d'une nouvelle retenue en fonction de sa distance à une retenue existante, restent nécessaires.

Trois catégories d'outils et de méthodes sont disponibles dans ce domaine : ceux qui relèvent de la première permettent de **caractériser le contexte hydromorphologique**, et notamment d'identifier si le bassin considéré est plutôt en excès ou déficit de sédimentaire. De nombreux territoires de gestion ont déjà fait l'objet de diagnostics physiques. En France, on peut également s'appuyer sur des démarches telles que le Système Relationnel d'Audit de l'Hydro-morphologie (SYRAH) développé par Irstea qui produit une information spatialisée des risques d'altération du fonctionnement hydrologique et morphologique des masses d'eau. La 2ème catégorie d'outils sert **à estimer le piégeage dans les retenues**. Ils sont souvent basés sur des indices de sédimentation, ou des ratios de la capacité du réservoir sur les entrées, ou de la capacité du réservoir sur l'aire du bassin versant, **développés surtout pour de grands réservoirs** et des prévisions à long terme. Un modèle numérique a été développé pour des retenues de moins de 1 ha mais n'a pas encore été beaucoup utilisé. Les modèles pour **anticiper l'ajustement morphologique des cours d'eau** constituent la troisième catégorie d'outils : les modèles conceptuels sont très bien développés et complets, mais les modèles prédictifs sont peu performants, du fait notamment de la complexité de la combinaison des effets et facteurs amont et locaux.

Pour conclure, l'analyse bibliographique permet de souligner qu'il existe probablement une marge de progrès scientifique très importante dans sur la question de l'évaluation des effets cumulés des retenues sur la dimension hydro-morphologique des cours d'eau (amélioration des modèles existants, etc.). Par ailleurs, le fait qu'une grande partie des études analysées porte sur de grands ouvrages plaide pour des études spécifiques aux petites retenues, et notamment sur la sélectivité granulométrique du piégeage en fonction de la taille et de la position des retenues, ou sur le devenir des éléments biogènes, qui ne sont pas abordés dans la littérature, et pourraient expliquer en partie le fait que les taux de piégeage soient en général un peu plus faible sur les petites retenues que sur les grands barrages.

Encadré 5 : Le cas particulier des vidanges

L'expertise n'aborde pas spécifiquement le cas des vidanges. Toutefois, compte tenu de l'influence significative que peuvent avoir ces événements, au regard de leur faible durée, il parait important de les évoquer.

Influence des vidanges sur le transport de sédiments

L'ouverture de la vanne de fond lors des vidanges induit un nouveau régime hydraulique, qui entraine les sédiments situés devant la vanne de fond. Le passage de culot correspond ensuite au moment où la retenue est presque vide et où la rivière recreuse son lit dans les sédiments de la retenue. Cette étape assez brève, de quelques heures à quelques jours, avec apport d'eau interstitielle venant du ressuyage des vases, représente la période de risque maximal, caractérisée par l'entraînement hydraulique de sédiments, l'effondrement de talus non encore consolidés et des relargages de composés chimiques déterminant des pics de concentration souvent exceptionnels notamment en ce qui concerne les nutriments. L'étape d'assec, de durée très variable, se caractérise par un risque lié au passage des crues dans la retenue vide, qui peuvent provoquer des entraînements hydrauliques importants de sédiments : les concentrations en matières en suspension (MES) peuvent alors être plus élevées que lors du passage du culot et être dommageables pour la faune à l'aval (effet létal immédiat et colmatage du lit de la rivière à plus long terme). Le pic de MES se transfère quelquefois en s'amplifiant car l'augmentation de débit dans un tronçon habituellement court-circuité provoque le nettoyage et l'érosion des berges.

Effets des opérations de vidanges sur les biocénoses

Les conséquences écologiques potentielles des vidanges sur le milieu n'ont, semble-t-il, suscité que peu d'intérêt dans la littérature académique. Les travaux disponibles sont essentiellement axés sur les retenues hydroélectriques même si des retenues présentant d'autres types d'usages ont été prises en compte de manière plus sporadique.

Les vidanges, par les changements physico-chimiques qu'elles génèrent, peuvent avoir potentiellement des conséquences sur les biocénoses à la fois sur le court et le long terme. De plus, la possibilité de contaminations toxiques induites par ces vidanges est parfois évoquée, dans la littérature scientifique, pour aborder l'impact de ces opérations de gestion sur les compartiments biotiques. Les organismes aquatiques sont fortement affectés par les vidanges, qui entraînent des mortalités quasi-systématiques, dont les plus visibles concernent les poissons et les crustacés (écrevisses). On peut supposer que les organismes de plus petite taille sont également impactés par ces vidanges mais leur mortalité est évidemment beaucoup plus discrète. La directive cadre sur l'eau préconise notamment un seuil de teneur en MES de 25 mg/L destiné à préserver la vie piscicole dans les eaux douces alors que lors des opérations de vidange, les teneurs en MES dépassent fréquemment 10 g/L.

Les vidanges ont également des impacts immédiats particulièrement forts sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Plusieurs suivis réalisés quelques kilomètres en aval de retenue montrent des diminutions d'abondance de 90% ou plus, une richesse* taxonomique fortement affectée avec des taxons particulièrement sensibles aux vidanges comparativement à la situation pré-vidange. Cependant, plusieurs travaux s'accordent également à montrer la forte résilience des communautés d'invertébrés après la vidange avec un retour à leur structure initiale dans les quelques semaines ou mois suivant la vidange. *A contrario*, les vidanges ont des impacts beaucoup plus durables sur les populations de poissons et leurs habitats (dépôts de fines, colmatage interstitiel des substrats et/ou des frayères.

Chapitre VI EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU

La « qualité physico-chimique » d'une eau est une notion classiquement associée à la gestion environnementale des milieux aquatiques et des ressources en eau associées (AEP). 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 (température, turbidité, pH, concentrations dissoutes et particulaires, minérales et organiques, macro ou micropolluants, etc.), plus ou moins interdépendants et comparés à des normes environnementales plus ou moins étayées par des connaissances sur la réponse des écosystèmes aquatiques. Ce chapitre aborde l'effet des retenues sur les caractéristiques physico-chimiques et les espèces chimiques suivantes : température, teneurs en oxygène dissous, azote, phosphore, métaux lourds, pesticides, gaz à effet de serr,e que nous considérons comme des paramètres clé du fonctionnement des milieux aquatiques et de la qualité des eaux .

Dans un premier temps la bibliographie a été analysée en considérant séparément chacun de ces paramètres. Ce choix est justifié par la diversité des processus biophysicochimiques affectant chacun d'entre eux 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 sous forme particulaire (notamment par adsorptionsur des particules solides), avec parfois, dans certaines conditions, possibilité de changement de phase entre dissous et particulaire.

Or ces variables sont soumises à de nombreuses interactions, soit parce qu'elles participent ensemble à certains processus de transformation bio-physico-chimique, soit parce qu'elles influencent conjointement la qualité biologique du milieu aquatique. De plus un effet positif sur un paramètre peut s'accompagner d'un effet négatif sur un autre. **Il est donc important de les considérer simultanément pour évaluer l'effet cumulé des retenues sur la qualité physico-chimique** et biologique de l'eau. Par ailleurs, bien que ces variables soient affectées par des processus variés, ceux-ci sont sous la dépendance d'un petit nombre de processus (d'ordres 1 et 2 sur la Figure 1), essentiellement liés à l'établissement de conditions lentiques créées par une retenue.

Pour ne pas alourdir le rapport de synthèse, l'effet d'une retenue isolée sur chacun de ces paramètres est abordé en annexe III. Ce chapitre aborde plutôt, dans un premier temps, **l'influence d'une retenue sur la qualité physico-chimique globale du cours d'eau, en croisant les effets principaux sur les différentes espèces chimiques**. Il aborde ensuite **l'effet cumulé des retenues sur les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau**, de façon le plus souvent théorique comme on le verra. Les études analysées portent le plus souvent sur des barrages en cours d'eau, de volume important ; les petites retenues, et a fortiori les retenues collinaires ne sont que très peu abordées dans la littérature. L'analyse s'appuie également sur les acquis de la limnologie, les processus en jeu dans les lacs naturels et dans les retenues artificielles étant pour partie similaires, même si plusieurs différences interdisent de transposer tels quels les effets observés : (i) 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 ; (ii) les réservoirs artificiels présentent de plus fortes fluctuations du niveau d'eau (marnage), liées aux saisons ou à leur gestion ; (iii) 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, avec des caractéristiques d'eaux profondes, et de sédiments à l'aval..

VI.1 Effet d'une retenue sur la qualite physico-chimique de l'eau

Une retenue est le lieu de nombreux processus qui font évoluer la qualité physico-chimique de l'eau qui l'alimente. Selon son usage, il peut être aussi important de se focaliser sur cette **évolution dans la retenue** elle-même que sur les **conséquences sur le cours d'eau en aval** lorsque l'eau y est restituée.

L'effet d'une retenue sur la qualité de l'eau est d'abord lié à des processus physiques qui caractérisent le passage de conditions d'écoulements rapides (conditions lotiques ; alimentation par le cours d'eau ou par ruissellement de surface) à des **conditions lentiques** dans la retenue puis éventuellement de nouveau lotiques dans le cours d'eau aval.

Les principaux effets potentiels d'une retenue sur le devenir de C, N, P sont résumés sur la Figure 17, en lien avec les conditions lentiques qui s'établissent au sein de la retenue et qui entraînent :

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 partiellement associés à ces particules et se déposent dans le même temps. Les particules organiques, quoique généralement plutôt légères, peuvent se déposer en partie, participant à la séquestration du carbone et apportant des nutriments sous forme organique. A cette MO allochtone s'ajoutent généralement de la MO autochtone issue de la production primaire, et de la MO du sol et de la végétation submergés. Toutes ces substances chimiques sont alors stockées dans la retenue sur un plus ou moins long terme. Cependant, si les conditions deviennent anoxiques à la base de la colonne d'eau, les, 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 (réchauffement) 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 particulaires d'une couche à l'autre ainsi que la production primaire et la minéralisation de MO dans la colonne d'eau (Figure 33 en annexe III) ; on observe ainsi une zonation verticale des éléments dissous, fortement liée 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 fongiques, ou à partir des producteurs primaires. Les éléments nutritifs tels que N et P 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 § 0). Le déficit de NO_3^- peut être pallié par la fixation de N_2. Cette situation favorise les Cyanobactéries ayant cette possibilité.

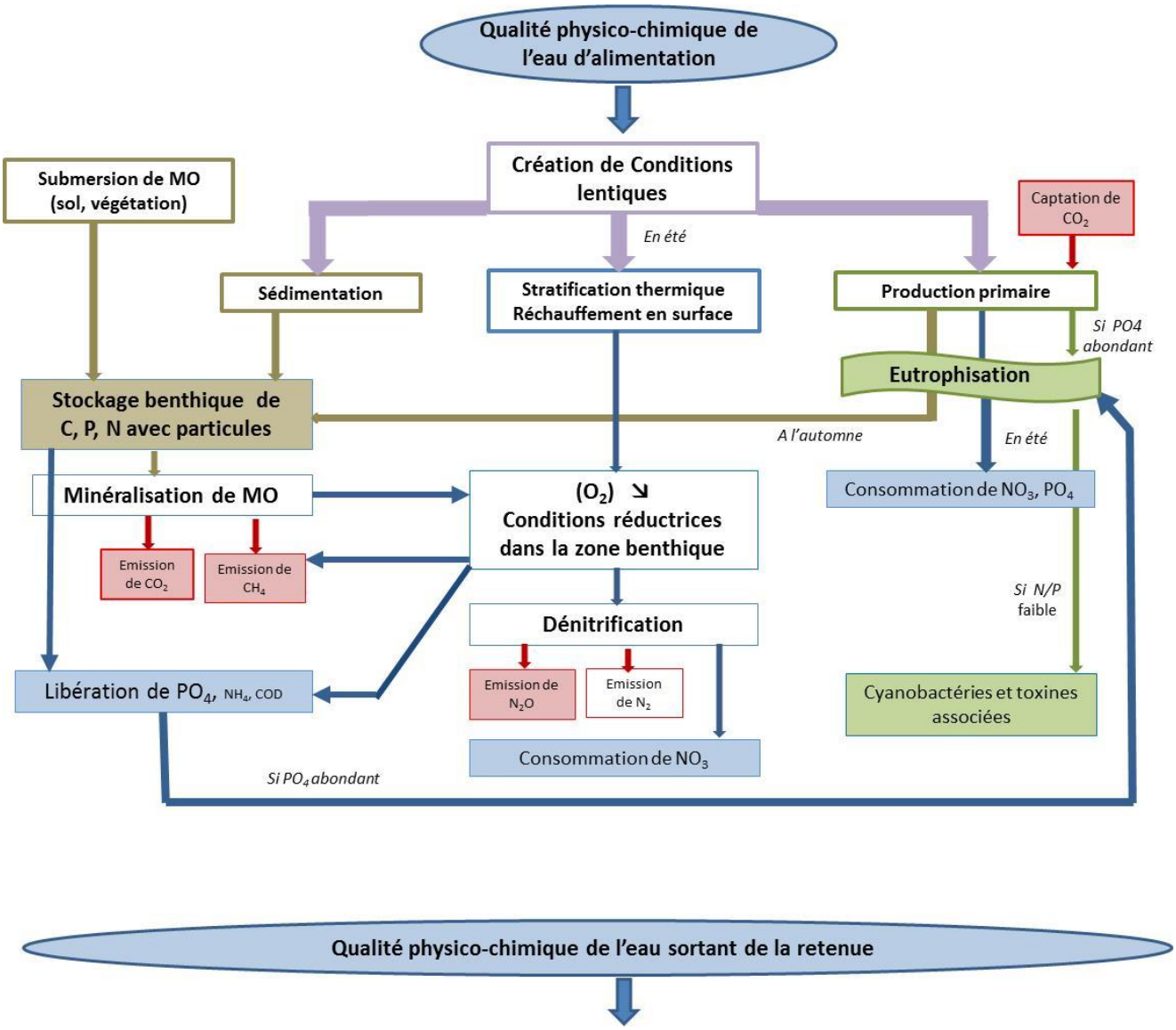


Figure 17 : Principaux effets potentiels d'une retenue sur le devenir de C, N, P à l'intérieur de la retenue. Les couleurs utilisées distinguent les compartiments, flux et processus concernant la phase dissoute dans la colonne d'eau (en bleu), la phase solide sédimentaire (en marron), la phase gazeuse (en rouge) et la biomasse (en vert). Ces effets potentiels sont associés aux conditions lentiques et n'intègrent pas les effets lors de changement de régime hydraulique (crue, brassage lié au vent, curage, vidange…).

L'établissement des conditions lentiques dans la retenue, ou de façon générale les conditions hydrodynamiques dans la retenue, constitue(nt) 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 et le stockage de certains éléments, la stratification thermique et l'anoxie, et donc certaines transformations biogéochimiques 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 espèces chimiques associées aux particules ou un relargage de certains composés initialement concentrés dans le milieu interstitiel benthique. Le brassage 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, par définition très accentué dans les retenues, induisant des alternances de conditions anoxiques et oxiques en bordure de retenue, favorise encore plus la mobilisation des espèces chimiques associées aux sédiments (P, ETM, pesticides…).

Si l'établissement de conditions lentiques conditionne l'essentiel des processus d'évolution de la qualité physico-chimique de l'eau dans la retenue, l'expression de ces processus et leur intensité vont dépendre aussi de nombreux déterminants : à la fois les caractéristiques morphologiques propres de la retenue (taille, forme, profondeur), son environnement (occupation du sol, hydrologie) dans le bassin versant et son alimentation qui déterminent les flux entrants, sa gestion qui détermine les flux sortants, le climat régional et local et sa variabilité temporelle, sans oublier

l'occupation du sol ennoyé et le temps écoulé depuis la submersion. Tous ces déterminants jouent à des degrés divers selon les variables physico-chimiques et les processus de transfert et de transformation associés,

Les conditions hydrodynamiques peuvent présenter **une forte variabilité à toutes les échelles de temps**, en particulier **de la saison**. Les inversions de température d'une saison à l'autre peuvent entraîner la stratification de la colonne d'eau, notamment dans les retenues profondes. La saison est aussi déterminante dans le développement cyclique de la production primaire (effet température, lumière) consommant des nutriments au printemps et en été, sénescente 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. Les phénomènes de diffusion, 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 du métalimnion qui varient saisonnièrement.

Un déterminant de l'évolution de plusieurs des variables physico-chimiques évoqués ci dessus, largement cité dans la bibliographie, est le **temps de résidence de l'eau** dans la retenue. Celui-ci varie toutefois d'une façon complexe, tant dans le temps que spatialement dans la retenue, et les indicateurs habituellement utilisés (rapport du volume de la retenue sur le flux d'eau entrant, ou rapport de l'aire de la retenue sur l'aire du bassin versant drainé), s'ils donnent un ordre de grandeur utile, ne peuvent rendre compte de cette variabilité. Tous ces effets qui se manifestent dans la retenue ont aussi des **conséquences sur la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique aval**, dans le cas où la retenue est située sur un cours d'eau ou y est connectée temporairement ou de façon permanente. Les conséquences dans le cours d'eau récepteur sont fonction de l'importance relative des flux sortants par rapport aux flux dans le cours d'eau, et restent plus ou moins visibles de manière significative vers l'aval en fonction des nouveaux flux entrants. 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, en lien notamment avec les turbulences engendrées par le retour aux conditions lotiques, et au fur et à mesure que les nouveaux apports au cours d'eau se mélangent aux flux sortants. Pour d'autres éléments (N, P…) l'effet de la retenue reste plus ou moins visible selon l'importance relative des flux sortants par rapport aux flux dans le cours d'eau et à la présence d'affluents.

Le cas particulier de l'eutrophisation

L'eutrophisation est un changement trophique des écosystèmes aquatiques. Elle 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, une accumulation de la biomasse et une perturbation globale de la qualité des eaux. L'eutrophisation des retenus est dite « culturale » : elle est produite par des apports d'eaux enrichies en nutriments d'origine domestique, agricole ou agro-industrielle et se développe en quelques décennies, voire quelques années. Elle diffère donc radicalement du lent vieillissement naturel d'un plan d'eau du au comblement et produisant des symptômes partiellement analogues à l'échelle du millénaire.

Un accroissement de la teneur en nutriments assimilables stimule la productivité végétale de la zone trophogène (Figure 40 en annexe III). Le phosphore assimilable (SRP, soluble reactive phosphorus) est très généralement, en milieu lentique, le facteur limitant de cette évolution. 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 (Figure 34 en annexe III). La MO synthétisée et non consommée sédimente et sa décomposition contribue, au niveau des couches d'eau profondes, une désoxygénation qui aboutit parfois à l'anoxie de l'interface eau-sédiment. Cette anoxie entraîne la réduction du fer et la libération en solution d'une partie du phosphore associé aux oxydes de fer dans les sédiments. L'eutrophisation peut alors être auto-entretenue par ce nouvel apport de phosphore dissous (charge interne) et l'état eutrophe stabilisé. Dans certaines situations la surproduction végétale stimulée par le phosphore aboutit à une carence relative en azote qui peut favoriser le développement de cyanobactéries fixatrices de N_2. Les cyanobactéries, formes végétales très mal consommées, finissent par proliférer quoiqu'il en soit, même en condition d'azote non limitant, favorisées par l'ombrage créé par la surproduction phytoplanctonique. Elles sont potentiellement productrices de toxines affectant le système nerveux ou digestif chez l'homme et leur développement peut constituer un risque majeur pour les usages de l'eau (AEP, agroalimentaire et baignade notamment).

VI.2 EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES COURS D'EAU

La question des effets cumulés des retenues sur la qualité de l'eau est rarement traitée et de manière inégale selon les variables. Les quelques travaux disponibles s'intéressant au devenir de l'azote et du phosphore seront d'abord présentés. L'émission des gaz à effet de serre par les retenues, pouvant devenir un problème émergent lié au nombre important de retenues sur la planète, est évoquée dans l'encadré 6. Compte-tenu du faible nombre de références portant sur l'effet cumulé des retenues, l'attention a également été portée aux publications présentant des approches plus conceptuelles sur l'effet cumulé de zones humides et de lacs. Ces publications ne s'appuient pas sur des données observées et ne sont pas spécifiques d'une variable plus que d'une autre.

VI.2.1 Effets cumulés des retenues sur le devenir de l'azote

Les méthodes mises en œuvre pour étudier l'effet cumulé des retenues sur le devenir de l'azote s'appuient soit sur des mesures, en plusieurs points du réseau hydrographique et parfois au sein des retenues, soit sur de la modélisation, avec des modèles capables de représenter une succession de réservoirs sur le réseau hydrographique, et une représentation plus ou moins détaillée de l'influence des retenues sur l'azote. C'est essentiellement la « rétention » de N par dénitrification qui est mise en avant, terme utilisé dans la littérature mais impropre puisqu'il s'agit d'une exportation sous forme gazeuse dans l'atmosphère.

Certaines études se contentent de mesures à l'exutoire de bassins versants, et cherchent des corrélations entre d'une part les abattements observés et d'autre part les caractéristiques des bassins versants étudiés et des plans d'eau qu'ils contiennent. D'autres utilisent les mesures réalisées sur une retenue pour en déduire l'effet des autres retenues présentes sur le bassin versant, et les inclure dans une modélisation à l'échelle du bassin versant.

Les études basées sur de la modélisation permettent d'explorer des scénarios d'implantation des retenues. Elles montrent que les réservoirs placés à l'aval près de l'exutoire sont plus efficaces que ceux placés à l'amont et que de nombreux petits réservoirs sont plus efficaces sur la rétention de N qu'un seul de grande taille. Certaines études concluent que la présence de barrages augmente la variabilité interannuelle des flux de nutriments, alors que d'autres arrivent à la conclusion inverse. Lorsque la dénitrification s'y réalise, l'efficacité des réservoirs pour réduire la charge en N semble plus élevée que celle des lacs, car les rapports aire drainée/aire du réservoir y sont plus élevés que pour les lacs, les vitesses apparentes de transfert dans les sédiments plus grandes et les charges moyennes entrantes plus importantes.

Dans le cas où **quelques réservoirs sont situés en série sur une même rivière,** le réservoir amont peut avoir un effet significatif sur la rétention de N. En effet l'intensité de la dénitrification est fonction des concentrations en azote, ce qui conduit à une rétention de N qui décroit progressivement d'un réservoir à l'autre vers l'aval. 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 au passage 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 gouvernent 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. 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, est observée, plus marquée également dans les réservoirs amont.

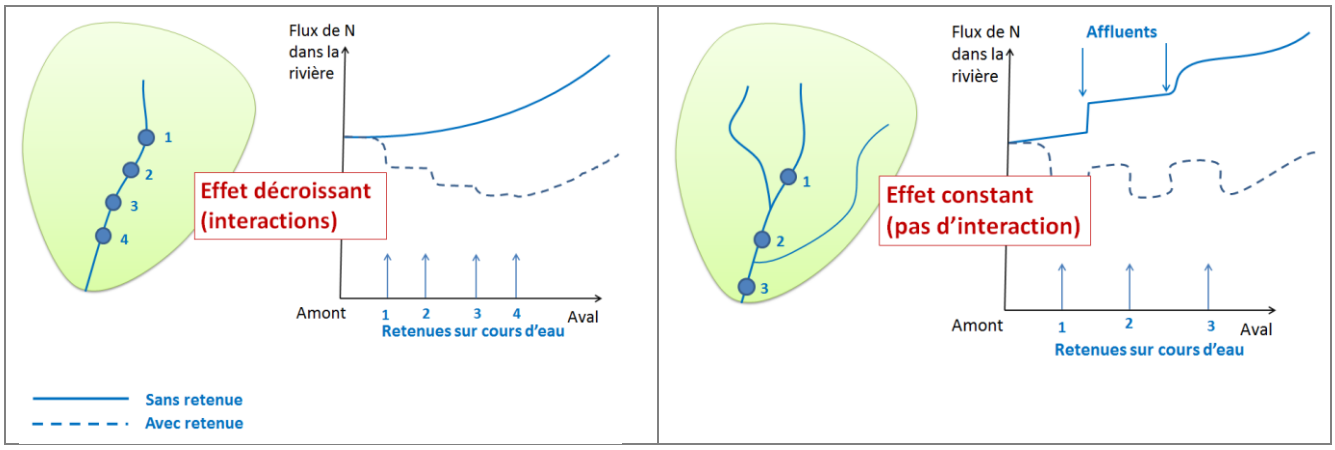


Figure 18 : Effet (conceptuel) de la position des retenues dans le bassin versant sur les flux d'azote dans le cours d'eau : a- retenues en série proches ; b- retenues en série espacées ou en présence d'affluents

Il ressort de cette analyse que l'estimation de l'effet cumulé de retenues sur le devenir de l'azote doit tenir compte de leur répartition sur le bassin (Figure 18) : dans le cas de retenues situées en série, proches, sur le même cours d'eau, il faut tenir compte des interactions entre retenues, alors que pour des retenues distribuées de façon moins dense sur le réseau hydrographique, ou hors réseau hydrographique, elles peuvent être considérées comme indépendantes les unes des autres et leur effet cumulé sur le flux de N considéré comme simplement additif. La Figure 19 illustre ainsi, sur un sous bassin de la Seine, que la rétention de nitrate augmente avec la surface du bassin occupée par des retenues mais plafonne au-delà d'un certain seuil, qui reflète les interactions entre retenues, dès lors que leur nombre augmente et qu'elles se rapprochent les unes des autres sur le réseau hydrographique.

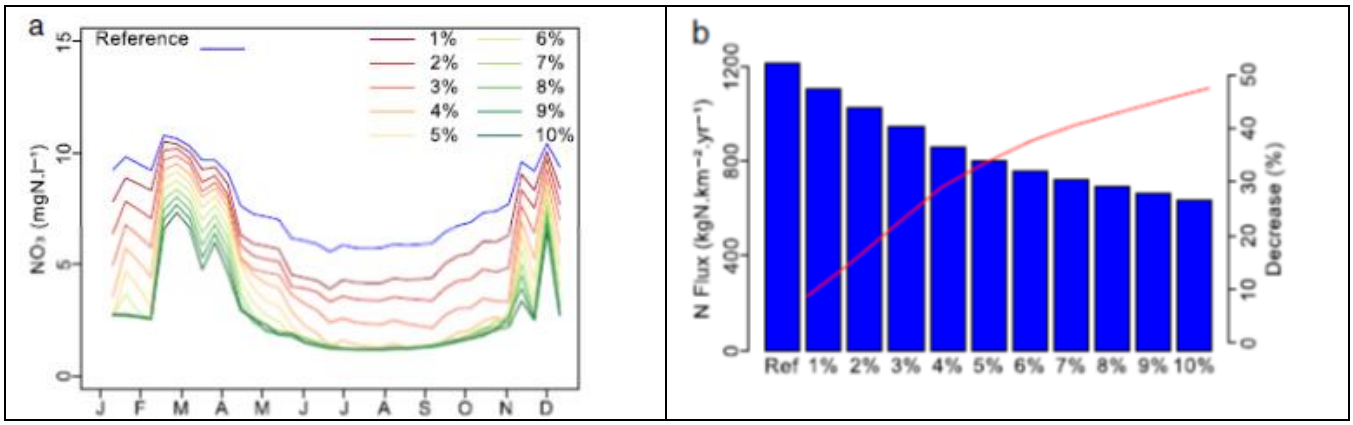


Figure 19 : a. Variation saisonnière de la concentration en nitrate à l'exutoire du sous BV de l'Orgeval pour l'année hydrologique 2006, en fonction de la proportion d'étangs (en %) dans le BV. b. Flux annuel d'azote à l'exutoire du bassin de l'Orgeval en fonction du pourcentage de la surface du BV couverte par des étangs (année 2006). La réduction correspondante est figurée sur la ligne rouge. (Passy 2012).

Du point de vue de la modélisation à mettre en œuvre, la représentation de l'influence des retenues sur les flux d'azote doit être en cohérence avec les données disponibles, mais aussi avec le modèle hydrologique sous-jacent : un modèle hydrologique non distribué 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 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 transferts d'azote **doit donc être pertinent au vu de l'intérêt que l'on porte aux interactions entre les retenues.**

VI.2.2 Effets cumulés des retenues sur le devenir du phosphore

Les études montrent que la multiplication de barrages résulte en la création d'une charge interne en phosphore très importante dans l'hydrosystème, ce qui peut représenter un problème pour le relargage à venir de cette charge. Certaines séries de lacs naturels connectés conduisent à un accroissement des concentrations en P assimilable de l'amont à l'aval, dû aux transformations biogéochimiques qui s'opèrent en milieu lentique, alors que d'autres séries engendrent au contraire une baisse attribuable à une prédominance des fonctions de rétention. L'effet saisonnier observé est plus marqué pour l'azote que pour le phosphore. Dans une chaine de lacs connectés, si des mesures sont prises pour réduire les flux de P entrants, leurs conséquences sur la qualité de l'eau (eutrophisation) sont maximales à l'amont et en été, et diminuent vers l'aval, du fait d'un poids croissant des recyclages internes vers l'aval. Les différences entre retenues et lacs naturels (charge interne créée par les inondations, variabilité des marnages – synchrones ou non-, type de restitution de l'eau –éventuellement hypolimnique-) ne permettent pas une transposition directe des résultats acquis sur ces derniers. Certaines questions semblent ainsi devoir être abordées pour pouvoir progresser sur cette problématique :

- Quel est l'effet incrémental sur les flux de phosphore ? Quels sont les fonctionnements additifs, linéaires, soumis à 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 interbarrages pour permettre la récupération ?
- Quelles sont les différences d'impact liées à la position des réservoir(s) dans l'hydrosystème (ordre du cours d'eau) ? Quels paramètres ou métriques pour rendre compte des effets liés à la position ?
- A volume égal, vaut-il mieux, du point de vue risque d'eutrophisation, de nombreux petits réservoirs en tête de bassin ou un gros plus bas ?
- Quel couplage y a-t-il à l'échelle paysage avec l'usage des sols et les flux de phosphore associés ? Comment décrire le système activité - paysage-réservoirs ?

VI.2.3 Effets cumulés des retenues sur la qualité physico-chimique des cours d'eau : approches conceptuelles

Compte tenu du manque d'études portant spécifiquement sur l'effet cumulé des retenues sur la qualité physico-chimique des cours d'eau, la littérature portant sur les zones humides et les lacs a été considérée, essentiellement du point de vue des approches conceptuelles et méthodologiques utilisées. L'enjeu dans les travaux portant sur **les zones humides** est d'évaluer les effets cumulés de la perte 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 sur les particules et des réacteurs de transformation en conditions réductrices 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, qui dépend entre autres du temps de résidence. Les similitudes sont ainsi nombreuses entre zones humides et retenues, et nombre des conclusions relatives aux zones humides sont transposables au cas des retenues.

Les études montrent qu'il n'y a pas de relation linéaire entre l'abondance des zones humides et leur effet cumulé. 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. Il est important 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 physico-chimiques. Les interactions entre zones humides 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, mais plusieurs échelles peuvent être pertinentes (Figure 20). L'échelle temporelle doit prendre en compte la variabilité saisonnière et interannuelle, mais aussi événementielle, et parfois le long terme : la pertinence de l'échelle de temps considérée dépend du type d'impact étudié : effet moyen sur une certaine durée, pics lors des événements exceptionnels, etc.

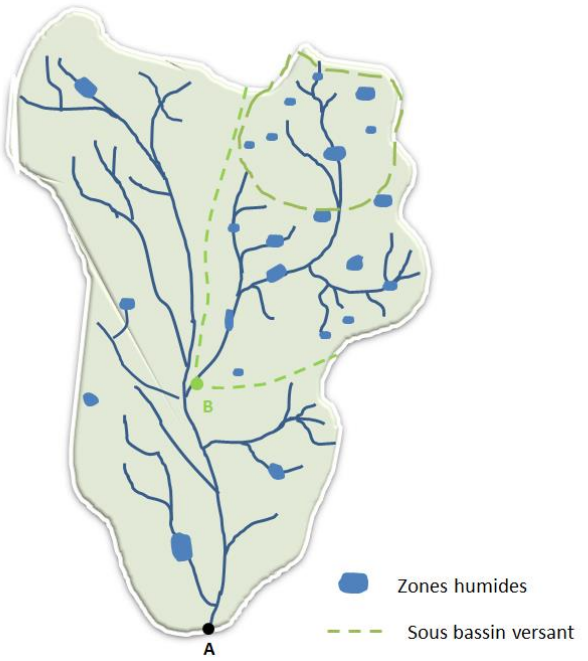


Figure 20 : Bassin versant virtuel montrant les différents sous bassins où il serait possible d'évaluer les effets cumulés des zones humides sur le stockage des crues, et leurs exutoires A, B, C.

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, à la fois parce que leur position dans le bassin versant détermine les flux qu'elles reçoivent et parce que leur position vis-à-vis du cours d'eau détermine leur type de fonctionnement. Les études concluent que le recours à la modélisation semble nécessaire pour évaluer les effets cumulés. Deux approches peuvent être suivies en parallèle : une approche bottom-up qui permet d'intégrer dans la séquence hydrologique chaque zone humide avec ses caractéristiques propres, et une approche top-down, où les modèles, conceptuels, développent une évaluation qualitative tout en identifiant les perspectives de recherche pour construire les hypothèses majeures et définir le besoin de données.

Le développement de méthodes d'évaluation quantitative nécessite toutefois **d'améliorer la compréhension des facteurs qui contrôlent les processus** dans les zones humides et qui permettent ainsi de prendre en compte les différences de fonctionnement entre les zones humides.

Les travaux sur les lacs mettent également en évidence l'importance de leur position dans le paysage. Celle-ci détermine notamment leur alimentation par la nappe ou par les eaux de surface, qui influe sur certains paramètres de qualité de l'eau. On peut ainsi décrire cette position par différents index, semi-qualitatifs, renseignant sur leur mode d'alimentation/restitution d'eau, leur position dans le bassin versant et par rapport aux autres lacs (Figure 21). Une étude sur le Nord Michigan a montré que ces index sont reliés à certains paramètres de qualité de l'eau, mais aussi à d'autres déterminants paysagers, comme la proportion de zones humides dans le bassin versant ou la morphologie des lacs. Il est donc difficile de distinguer quels déterminants jouent réellement un rôle sur la qualité de l'eau.

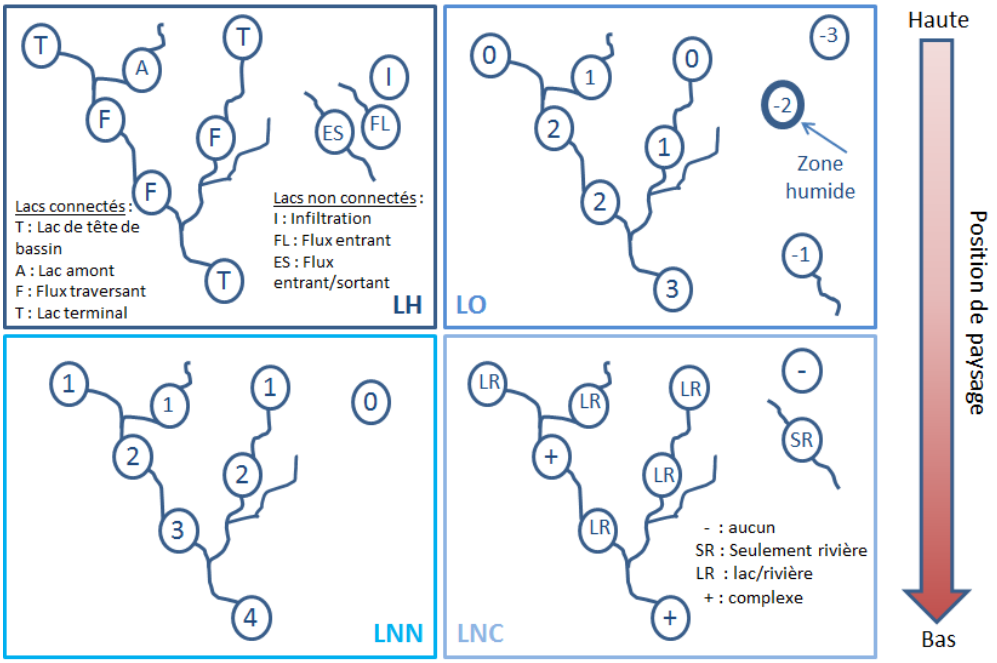


Figure 21 : Description de métriques de position des lacs : hydrologie du lac (LH), ordre du lac (LO), numéro dans le réseau de lacs (LNN), complexité du réseau de lacs (LNC).

Les lacs considérés sont souvent en série sur une même rivière, chaîne de lacs naturels ou lacs de barrages. 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) ou de la gestion du barrage le cas échéant. Une des difficultés signalées pour progresser dans la compréhension de l'effet cumulé des lacs sur un cours d'eau est que les deux types de milieux, lentiques et lotiques, ne sont pas étudiés par les mêmes spécialistes. Le recours à des systèmes d'information géographique et des analyses de réseau permettant d'organiser les connaissances devraient permettre d'avancer vers une science prédictive des réseaux aquatiques.

En partant du River Continuum Concept (RCC) qui considère que la dimension longitudinale de la rivière est associée à différents gradients physiques et d'ajustements biotiques, on peut, pour étudier l'effet d'une succession de lacs sur un cours d'eau, s'appuyer sur le SDC Serial Discontinuity Concept. Celui-ci 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. 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 22). L'ordre du cours d'eau intervient différemment selon le contexte climatique.

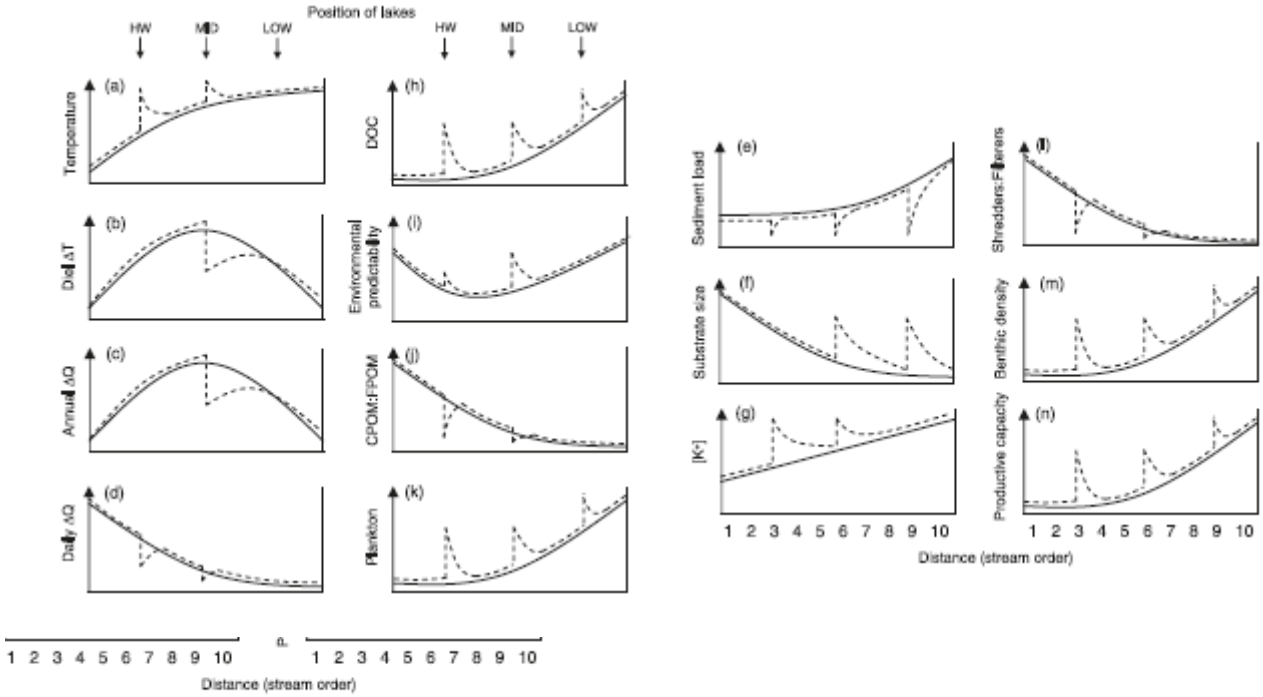


Figure 22 : Sur cette figure le trait continu représente l'évolution amont-aval des différentes variables sur une rivière sans lac (température, variabilité journalière de la température, variabilité annuelle du débit, variabilité journalière du débit, charge en MES, granulométrie du substrat, teneur en potassium, teneur en COD…). Le trait discontinu représente l'effet des barrages en fonction de leur position dans le réseau hydrographique.

Deux indicateurs peuvent être intéressants à considérer, pour une variable donnée : la distance pour laquelle l'effet du barrage est observé (DD Discontinuity Distance), l'intensité de la perturbation liée à sa présence (PI). Dans la Figure 23b, les plans d'eau sont suffisamment proches les uns des autres pour qu'un effet cumulé soit visible, compte tenu de l'amplitude des effets individuels (PI), ne permettant pas un retour à l'état initial comme dans la Figure 23a. 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.

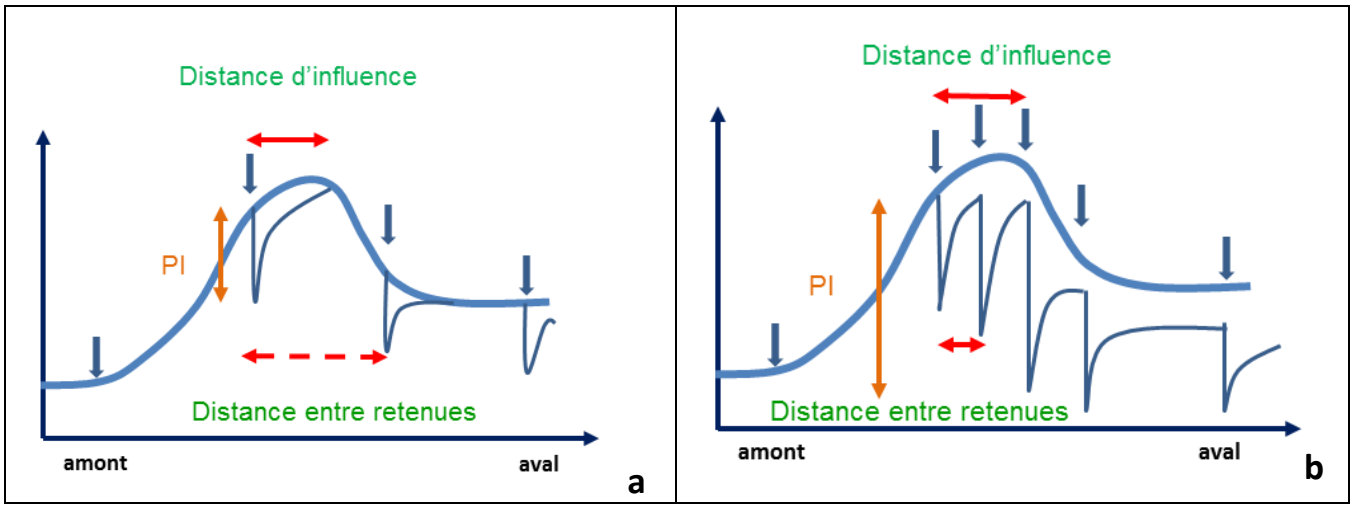


Figure 23 : Impact de plans d'eau sur le comportement aval théorique d'une variable, a) sans impacts cumulés, b) avec des impacts cumulés

Toutefois, la prise en compte de la position longitudinale des lacs sur le cours d'eau ne suffit pas, et 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 24a), alors qu'un faible effet d'un lac situé près de l'exutoire du bassin étudié prendra une importance démesurée (Figure 24b). Quant aux effets de multiples lacs avec des cas de figures plus complexes, semblant plus réalistes que ces premières configurations, ils semblent bien plus difficiles à évaluer (Figure 24d). Outre l'organisation spatiale des lacs, il faut aussi prendre en compte la cohérence temporelle de leurs réponses (synchronisation, corrélation, effet retard).

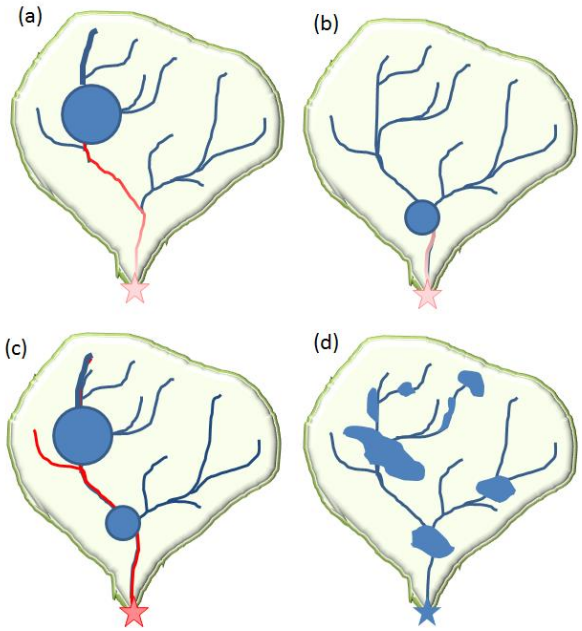


Figure 24 : Répartition théorique de plusieurs lacs sur le réseau hydrographique : (a) un lac important en tête de bassin peut altérer significativement les caractéristiques du cours d'eau. A l'aval un affluent sans lac pourra diluer cet effet. (b) un petit lac pourra avoir assez peu d'influence sur les caractéristiques du cours d'eau à l'aval du réseau, (c) la combinaison de deux lacs dans le réseau influence les caractéristiques écologique des mêmes affluents, (d) Lacs de positions et tailles plus réalistes : leurs influences individuelles et combinées sont complexes et pas aisément résumées.

L'effet cumulé des lacs doit être étudié en croisant l'échelle locale (chaque lac) et l'échelle du système global (le bassin versant). Certains indicateurs ou descripteurs, résumés dans le Tableau 5, peuvent permettre de caractériser l'influence

d'un lac, ou fournir des éléments pour appréhender leur effet cumulé à l'échelle d'un bassin versant. Leur application pour comparer des situations reste toutefois très contexte-dépendante.

Tableau 5 : 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

Mesure	Mesures spécifiques	Objectifs
Métriques d'influence des lacs 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 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 Taille (ou importance) des cours d'eau entrant	Temps moyen que l'eau passera dans un lac donné 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

VI.2.4 Conclusion

Certaines conclusions issues 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, peuvent 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 de 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 : pour les Gaz à Effet de Serre (GES) c'est l'échelle planétaire qui est choisie, et l'échelle de

temps pertinente est 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 en introduction), de leur place dans le bassin versant en relation avec le fonctionnement hydrologique de celui-ci, et de leur mode de gestion.

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 éventuel 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. Il existe également de nombreux autres facteurs de cette variabilité, notamment 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. Cela supposerait toutefois de 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 type de 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 non distribué 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), et potentiellement les interactions entre retenues. Le choix du modèle doit donc être pertinent avec 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.

Besoins et lacunes de recherches

Au niveau scientifique, les verrous identifiés concernent d'abord l'échelle d'une retenue, avec la quantification des nombreux processus actifs dans cette retenue. Des observations et des données à l'échelle locale sont encore nécessaires, avec des suivis suffisamment denses aux niveaux spatial et temporel. Leur objectif doit être clairement d'alimenter des modèles biogéochimiques adaptés aux retenues, dont le développement doit se poursuivre. Certains phénomènes spécifiquement développés dans les retenues ont besoin d'être quantifiés et mieux compris : l'effet initial dû à l'inondation de matières organiques et sa durabilité, l'effet du marnage.Par ailleurs les données existantes ou à acquérir à l'échelle d'une retenue pourraient être mobilisées dans une méta-analyse pour bien identifier les nombreux facteurs d'influence et permettre d'envisager une transposition des résultats acquis.

A l'échelle globale du bassin versant, d'autres modèles doivent être développés, permettant de traiter l'effet cumulé. La position des retenues dans le bassin jouant un rôle important (apports différents par l'aire drainée et interactions entre retenues liées à leur position relative sur les chemins hydrologiques), les modèles devront soit être distribués spatialement, soit faire ressortir une typologie [patterns spatiaux – effets physico-chimiques], qui reste à élaborer. Les possibilités de tracer des effets globaux de retenues grâce aux traçages isotopique de C et N mais peut etre aussi de PO4 (développement en cours) mériteraient d'être évalués.

Encadré 6 : Effets des retenues sur les grandes échelles de temps et d'espace

Les retenues sont des infrastructures prévues pour durer plusieurs dizaines d'années : leurs effets peuvent donc s'exprimer sur des temps longs, englobant une évolution du climat ou de l'aménagement du bassin versant qui les supportent. Ce point est important : si cette expertise ne traite pas spécifiquement du changement climatique ou des aspects socio-économiques liés au développement des retenues, il n'en reste pas moins que ses résultats doivent être mis en perspective de l'évolution prévisible conjointe du régime climatique et de l'occupation des sols dans certaines régions, impactant la capacité de remplissage des retenues, ainsi que leur impact sur des milieux aquatiques dont l'état « naturel » évoluera également.

Par ailleurs, les effets des petites retenues, abordés dans cette expertise essentiellement à l'échelle du bassin versant qui les supporte, peuvent se cumuler avec ceux d'autres aménagements le long du cours d'eau, et contribuer ainsi à des effets sur les estuaires et les mers. Ainsi, la réduction des apports d'eau et de sédiments peut conduire à une augmentation de la salinité, qui modifie la circulation des courants marins, mais également l'équilibre du réseau trophique, d'autant que ces modifications s'accompagnent en général d'une modification des apports en nutriments. La turbidité de l'eau est également perturbée, avec des bouchons vaseux qui tendent à remonter dans l'estuaire. Dans le cas de grands lacs ou de mers intérieures, la réduction des apports peut conduire à un assèchement partiel, voire total de ces surfaces en eau. A l'échelle globale (planétaire), il est estimé que l'impact sur les débits des petites retenues pour irrigation, qui représente environ 23% de l'irrigation mondiale, correspond à une diminution de 5% des débits moyens, 44% du débit mensuel minimal, et 2% du débit mensuel maximal.

La réduction des inondations annuelles aval affecte en particulier la productivité naturelle des plaines inondables et les deltas. *E*n Amérique du Nord des études approfondies indiquent que la construction de barrages est l'une des principales causes de l'extinction des espèces d'eau douce. Les réductions spectaculaires des espèces d'oiseaux sont également connues, en particulier dans les zones de plaines inondables et des deltas en aval. Certains réservoirs fournissent également des habitats pour les oiseaux et d'autres animaux, mais cela souvent ne l'emporte pas sur la perte de l'habitat en aval.

Un autre effet cumulé des retenues est traité dans la littérature pour un enjeu qui semble non négligeable à l'échelle globale, il s'agit du bilan d'émission de gaz à effet de serre (CO_2, CH_4, N_2O). Des études avancent le chiffre de 7% pour quantifier la contribution des réservoirs aux émissions de GES produites par l'ensemble des sources anthropiques. D'autres soulignent que l'émission de CH_4 est inversement proportionnelle à la taille des retenues, l'émission étant bien plus élevée lorsque leur taille est inférieure à 1000 m². A l'inverse les retenues sont aussi considérées comme des lieux de séquestration du carbone organique. Des estimations du stockage annuel de carbone dans les réservoirs dans le monde aboutissent à des ordres de grandeur de l'ordre de 0,15 à 0,6 Pg/an[20] pour une surface totale en eau estimée entre 400 000 et 1,5 million de km². Ces flux sont à comparer par exemple avec le flux de C stocké dans les milieux terrestres, estimé entre 1 et 4 Pg/an, ou les 0,4 Pg/an transportés par les rivières jusqu'aux océans.

Le rôle des retenues à la surface du globe semble donc significatif dans les émissions de GES responsables du changement climatique. Il convient toutefois de souligner qu'à la fois les estimations des surfaces concernées sont entachées d'une grande incertitude, et que les flux d'émission par unité de surface sont très mal connus, d'autant qu'une valeur moyenne est souvent considérée dans les études, sans tenir compte des nombreux facteurs de variabilité spatiales et temporelles. 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 : 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 qui devrait, s'il s'avère contribuer à l'effet de serre, 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.

[20] Le pétagramme Pg représente 10^{15}g

Chapitre VII EFFETS CUMULES DES RETENUES SUR LE COMPARTIMENT BIOLOGIQUE DU COURS D'EAU ET DE SON BASSIN VERSANT

Ce chapitre aborde l'effet des retenues sur les biocénoses aquatiques et le fonctionnement écologique des cours d'eau dans sa globalité. Cependant au vu du peu d'études traitant spécifiquement des petites retenues et encore moins de leur impact sur l'écologie des cours d'eau, ce chapitre s'appuie également sur des études abordant d'autres systèmes tels que les mares, les étangs, les lacs naturels ou les grands barrages, parfois les zones humides ou les barrages de castor. Dans ce cas, nous nous sommes toutefois attachés à dégager les résultats nous semblaient pouvoir être, au moins pour partie, extrapolables ou pertinents pour le contexte des petites retenues. Pour une étude donnée, la nature de l'objet traité, son usage ou son mode de gestion ne sont pas toujours explicités. La littérature déjà connue des experts couplée à cette recherche spécifique permet néanmoins d'apporter un certain nombre d'éléments de connaissances, méthodes et outils qui sont transposables dans le cadre de cette expertise.

Ce chapitre présente d'une part l'influence d'une retenue considérée isolément sur les communautés d'organismes aquatiques, puis aborde les effets cumulés des retenues sur les biocénoses aquatiques et le fonctionnement des cours d'eau en général. Il traite, d'autre part, des méthodes ou des démarches qui peuvent être mobilisées pour analyser et évaluer, de manière qualitative et quantitative l'impact cumulé des retenues sur cette biodiversité.

Il convient toutefois de souligner au préalable que le premier impact de la création d'une retenue se manifeste d'abord par la disparition des habitats préexistants (zones humides, cours d'eau, habitats terrestres…) et des espèces associées. Si cette question est rarement traitée dans les études scientifiques, quelques travaux suggèrent néanmoins que sur le plan de la biodiversité, les retenues nouvellement crées restent sensiblement moins riches que les milieux aquatiques et humides préexistants.

VII.1 EFFETS D'UNE RETENUE SUR LES COMPARTIMENTS BIOLOGIQUES DU COURS D'EAU

L'influence d'une retenue sur les compartiments biologiques du cours d'eau est traitée en premier lieu sous le prisme des réponses aux changements des conditions abiotiques (hydrologie, morphologie, physico-chimie…) abordées dans un chapitre précédent puis en second lieu par rapport à des processus propres aux organismes aquatiques (dispersion/répartition), avant d'aborder les impacts globaux d'origine multifactorielle.

VII.1.1 Réponses aux drivers primaires

VII.1.1.a Changements hydrologiques

La modification du régime hydrologique induite par l'implantation d'une retenue a des effets sur la faune et la flore aquatiques d'autant plus marqués que les changements hydrologiques sont forts. Les changements de débits à l'aval de la retenue peuvent être délétères pour certaines espèces strictement inféodées aux cours d'eau qui voient leurs habitats se restreindre et changer de dynamique saisonnière, et parallèlement favoriser la colonisation d'espèces exotiques. Une synthèse récente de Poff et Zimmerman (2010) a ainsi dressé un bilan détaillé des différents modes d'altération des régimes hydrologiques et de leurs conséquences écologiques potentielles prenant en compte à la fois les organismes aquatiques et ceux exploitant les habitats rivulaires (Tableau 6).

Tableau 6 : Impacts des altérations hydrologiques sur les organismes aquatiques et ripariens mis en évidence dans la littérature scientifique (source : Poff and Zimmerman 2010)

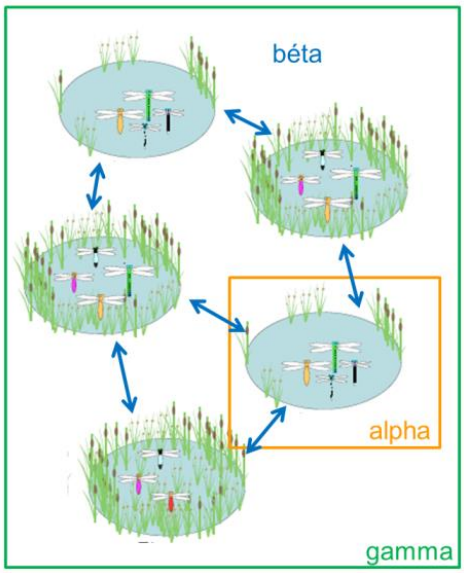
Caractéristique du flux	Organismes étudiés	Nombre total d'articles	Nature de l'altération	Réponses écologiques générales
Ordre de grandeur	Aquatiques	71	Stabilisation (perte de débits extrêmement élevés et/ou faibles)	Perte d'espèces sensibles Diversité réduite Assemblages altérés et taxon dominant Abondance réduite Augmentation d'espèces non natives
			Une plus grande amplitude des débits extrêmes haut et/ou bas	Perturbation du cycle de vie
	Ripariens	28	Stabilisation (perte de débits de pointe)	Réduction de la richesse en espèces Assemblages altérés et abondance relative des taxons Perte d'espèces sensibles "Recrutement" altéré Echec de l'établissement des plantules Terrestrialisation de la flore Augmentation du succès des espèces allochtones Baisse de la richesse en espèces Empiètement de la végétation sur les canaux Augmentation du couvert riparien
Fréquence	Aquatiques	12	Diminution de la fréquence des débits de pointe	Assemblages altérés Reproduction saisonnière Reproduction réduite Diminution de l'abondance ou disparition des espèces piscicoles indigènes Diminution de la richesse des espèces endémiques et sensibles Réduction de l'habitat pour les poissons juvéniles
	Ripariens	4	Diminution de la fréquence des débits de pointe	Changement dans la composition de la communauté Réductions de la richesse spécifique Augmentation de la production de bois
Durée	Aquatiques	7	Diminution de la durée d'inondation des plaines inondables	Diminution de l'abondance des poissons juvéniles Changement dans l'assemblage des poissons juvéniles Perte d'espèces spécialistes des plaines inondables dans les assemblages de communautés de mollusques
	Ripariens	18	Diminution de la durée de l'inondation des plaines inondables	Réduction du taux de croissance ou de mortalité Assemblages altérés Terrestrialisation ou desertification dans la composition des espèces Réduction de l'aire des plantes ripariennes ou du couvert forestier Augmentation de l'abondance des espèces allochtones
Timing	Aquatiques	12	Changements dans la saisonnalité des débits de pointe	Perturbation des indices de frai Diminution de la reproduction et du "recrutement"
			Augmentation de la prévisibilité	Changement dans la structure de l'assemblage Changement de la diversité et de la structure des assemblages Perturbation des indices de frai Diminution de la reproduction et du "recrutement"
	Ripariens	4	Perte des débits de pointe saisonniers	Réduction du "recrutement" des plantes ripariennes Invasion des espèces de plantes ripariennes exotiques Réduction de la croissance des plantes et de l'augmentation de la mortalité Réduction de la richesse en espèces et du couvert de plantes
Gamme de variation	Aquatiques	3	Réduction de la variabilité	Augmentation de l'abondance des écrevisses Augmentation des schistosomiasis
	Ripariens	2	Augmentation de la variabilité	Diminution de la survie de la germination et de la croissance des plantes Diminution de l'abondance et changement dans l'assemblage des espèces d'oiseaux d'eau
Divers	Aquatiques	4	Régulation des cours d'eau ; Type non spécifié	Diminution de la richesse spécifique Augmentation de l'abondance de certains taxons macroinvertébrés Pas de changement

L'ampleur et la nature de ces impacts sur les biocénoses s'avèrent être contexte-dépendants. Ainsi, à partir de cas d'étude situés dans des contextes géomorphologiques variés, il a été montré que les modifications hydrologiques des retenues et les impacts biologiques générés étaient tamponnés d'autant plus rapidement que le cours d'eau est situé dans un réseau hydrographique dense. De même, en Oklahoma (USA), il a été démontré que l'effet de retenues (utilisées pour la gestion des débits et l'alimentation en eau) sur le régime hydrologique et *in fine* sur les communautés de poissons se faisait ressentir beaucoup plus fortement sur un cours d'eau en contexte semi-aride, naturellement intermittent, que sur un cours d'eau en contexte subtropical. Toutefois même si les modifications hydrologiques et leurs conséquences écologiques peuvent varier fortement d'une situation à une autre, il ressort clairement que pour des

organismes comme les poissons, les invertébrés benthiques ou les végétaux aquatiques, les effets écologiques les plus "généralisables" sont liés (1) aux altérations des débits d'étiage et de crue lorsqu'ils dépassent plusieurs dizaines de %, (2) aux altérations des crues pendant les périodes de reproduction ou de post-émergence des jeunes stades de poisson, ou (3) aux pratiques de gestion de types éclusées (hydroélectricité) ou vidanges.

Des travaux suggèrent notamment que les impacts écologiques sont plus particulièrement prégnants lorsque la retenue conduit à une désynchronisation du régime hydrologique par rapport au régime naturel notamment vis-à-vis des périodes de hautes eaux et de basses eaux, les nouvelles conditions hydrologiques ne permettant pas aux espèces de clore leur cycle biologique dans des conditions satisfaisantes. A cet égard, les retenues gérées pour le soutien d'étiage, qui sont généralement considérées comme bénéfiques pour le fonctionnement écologique des cours d'eau dans la mesure où elles atténuent la sévérité des étiages, peuvent générer des impacts non négligeables sur les compartiments biologiques. Le maintien artificiel de hauts débits estivaux se révèle néfaste à la reproduction des poissons et au développement des jeunes stades de poissons.

Des conséquences négatives de la modification de la saisonnalité des débits générée par des retenues ont également été observées sur les populations d'amphibiens via la dégradation de leurs conditions de reproduction, comme par exemple chez la grenouille nord-américaine *Rana boylii.*.



Les cours d'eau intermittents qui abritent une diversité locale (diversité alpha* faible : le nombre d'espèces observées sur une localité donnée y est faible) mais régionalement élevée (diversités bêta* et gamma*: les espèces observées varient fortement d'une localité à une autre et le nombre d'espèces observées à l'échelle d'une région est donc important) (Figure 25) sont également particulièrement sensibles à l'altération de la saisonnalité des débits. Dans un tel contexte, les modifications hydrologiques générées par les retenues peuvent constituer un impact écologique fort pour des cours d'eau dont la faune et la flore étaient initialement adaptées aux assecs. Pour ces cours d'eau naturellement intermittents, dont la prévalence est très forte au niveau national, notamment dans les zones d'implantation potentielles des retenues, la quantification des effets sur l'étendue, la fréquence et la durée des assecs est donc un préalable à l'analyse.

Figure 25 : Illustration de trois différentes échelles spatiales de biodiversité spécifique (Source : © hepia)

VII.1.1.b Changements géomorphologiques

Les sédiments représentent un compartiment essentiel pour les activités biologiques (habitat pour de nombreux invertébrés, lieu de ponte pour les poissons lithophiles, substrat pour l'enracinement des végétaux…). Or, les retenues sur cours d'eau constituent des pièges à sédiments mais également à graines et propagules végétales, ce qui a notamment comme conséquence une forte réduction de l'abondance et de la richesse* de ces groupes floristiques à l'aval. Une étude sur la rivière Elwha (côte pacifique US), préalable à l'enlèvement de ces barrages en 2014 a ainsi montré que l'abondance de graines de plantes ripariennes piégées est réduite de 90%, la richesse de 84%, de manière identique pour des piégeages de surface et de fond.

De plus, une évolution du substrat a également été constatée à l'aval des retenues. Ces dernières entraînent un déficit de fourniture sédimentaire et potentiellement un pavage des cours d'eau en aval des retenues, susceptibles d'engendrer des impacts importants sur les communautés animales, notamment des populations piscicoles. A titre d'exemple, la reproduction des espèces piscicoles lithophiles (comme les salmonidés par exemple) peut se trouver gravement affectée du fait du déficit en graviers à l'aval de barrages. Cette modification du substrat à l'aval des retenues se révèle également néfaste pour la flore aquatique qui se développe préférentiellement sur les sédiments fins.

En revanche, lors des opérations de vidange, les sédiments minéraux et organiques piégés dans les retenues sont remobilisés induisant (notamment par le biais de l'augmentation massive des teneurs en MES et en ammoniac et de la consommation de l'oxygène dissous) potentiellement des mortalités massives chez les organismes aquatiques. De telles opérations ponctuelles peuvent générer des modifications durables (plusieurs années) au niveau des communautés

vivantes notamment pour les organismes les plus longévifs et à fécondité relativement faible comme certaines espèces de poissons par exemple (cf encadré 5).

VII.1.1.c Changements physico-chimiques…..

Les communautés biologiques sont également susceptibles d'être influencées par les modifications des paramètres physico-chimiques de l'eau suite à l'implantation d'une retenue. Ces modifications abiotiques et leurs répercussions sur les espèces animales et végétales ont lieu aussi bien à l'échelle de la retenue elle-même qu'au niveau du tronçon aval du cours d'eau concerné.

1.c.i …..dans la retenue

Les biocénoses aquatiques sont influencées, de manière importante, par la **température** de l'eau qui agit indirectement sur la **teneur en oxygène dissous** de l'eau. Globalement, on constate que la diversité spécifique augmente corrélativement avec la température en lien avec la possibilité d'implantation d'espèces thermophiles. Cependant, la température conditionne fortement le cortège d'espèces rencontrées, les espèces les plus exigeantes du point de vue de l'oxygénation de l'eau étant absentes des retenues les plus chaudes.

Par ailleurs, de nombreuses études démontrent que les communautés biologiques répondent fortement à la **teneur en nutriments** avec une diversité d'espèces maximum dans les milieux présentant des gammes de concentration intermédiaires. Cependant cette tendance globale est susceptible de varier fortement d'un groupe biologique à l'autre, ou selon le contexte géographique ou hydroclimatique de la retenue, empêchant l'établissement de seuils quantitatifs généralisables. Lorsque des processus de d'eutrophisation se manifestent, les conditions d'anoxie induites pénalisent fortement la plupart des communautés animales. Le **pH** est, quant à lui, un paramètre qui sélectionne fortement les organismes car nombre d'entre eux ne peuvent survivre en conditions acides. En effet, la richesse spécifique* des macroinvertébrés benthiques et des macrophytes diminue de manière conséquente en conditions acides. Enfin, les pesticides et les éléments traces métalliques (ETM), transférés par ruissellement notamment, jusque dans les retenues peuvent potentiellement avoir un effet toxique sur les espèces animales et végétales. Des travaux en mésocosmes ont montré par exemple que des teneurs élevées en ETM pouvaient abaisser le succès reproducteur des amphibiens de manière directe mais également indirecte en modifiant la composition en algues.

1.c.ii …..à l'aval de la retenue

Les retenues génèrent un impact thermique sur le cours d'eau aval qui est variable selon la taille de la retenue et son mode de restitution. En aval des retenues, les poissons et les macro-invertébrés sont les plus impactés par les modifications thermiques mais de manière très variable selon le type de retenue et son mode de gestion. En général, pour les petites retenues ou pour les plus grandes retenues, lorsque ce sont les eaux de surface qui sont restituées, on constate un réchauffement printanier et estival du cours d'eau qui génère des impacts conséquents sur les communautés biotiques telles que la disparition locale d'espèces d'eaux froides (salmonidés et cottidés), la colonisation par les espèces thermophiles, et l'altération des cycles biologiques en lien avec les modifications du régime thermique. Les macro-invertébrés benthiques sont également affectés par ce réchauffement des eaux sur le cours d'eau aval avec le déclin sensible de la richesse en EPT (Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères). A l'inverse, du fait de la stratification des grandes retenues, la restitution de leurs eaux hypolimniques appauvries en oxygène dissous entraîne à l'aval un refroidissement des eaux estivales qui peut avoir des conséquences importantes sur les biocénoses en place. Ces conséquences peuvent se traduire par l'installation d'espèces d'eaux froides (par exemple populations de salmonidés exploitées ensuite pour la pêche amateur) et par la diminution voire la disparition d'espèces d'eaux chaudes.

VII.1.2 La retenue : un obstacle à la dispersion…

La retenue, par la digue, le seuil ou le barrage qui la constitue, peut impacter durablement les biocénoses des cours d'eau en créant une discontinuité au sein du réseau hydrographique plus ou moins franchissable selon les organismes. En effet, les espèces sont impactées de manière différente selon leurs caractéristiques biologiques et écologiques (mobilité, taille, stratégie de dispersion…). Ainsi un poisson ou un crustacé strictement inféodé au milieu aquatique sera potentiellement beaucoup plus affecté par la discontinuité représentée par la retenue qu'un insecte aquatique présentant une phase de dispersion terrestre ou aérienne.

La mise en place de l'ouvrage en entraînant la réduction, voire la disparition, des processus de dispersion et de recolonisation, peut avoir pour conséquence une diminution de la richesse spécifique ou un déclin drastique de certaines populations en amont des retenues. L'impact de la fragmentation se manifeste de manière particulièrement massive et rapide lorsqu'elle touche une population dont les habitats nécessaires au bouclage du cycle biologique (habitats de reproduction d'alimentation et de repos) se trouvent déconnectés les uns des autres par la retenue. Les espèces de poissons anadromes (espèces amphihalines dont la reproduction se déroule en eau douce) sont plus particulièrement impactées dans la mesure où, si les retenues coupent l'accès aux frayères, elles peuvent conduire à l'extinction des populations (y compris en aval des ouvrages) sur des bassins versants entiers.

Mais, au-delà, les retenues, en isolant des populations auparavant interconnectées, peuvent affecter bien d'autres groupes animaux ou végétaux plus ou moins fortement inféodés aux cours d'eau. Ainsi, les grands barrages ont provoqué des effets d'isolement génétique chez une espèce riparienne (*Myricaria germanica*) dans 4 rivières alpines d'Europe, soulignant que l'effet de ce type de barrière peut se manifester aussi sur les plantes riparienes.

Il a, de plus, été démontré, que la vulnérabilité des espèces aux discontinuités générées par les retenues pouvait être exacerbée par certaines caractéristiques des cours d'eau, par exemple sur les cours d'eau naturellement intermittents. Il s'avère, par ailleurs, que la probabilité d'extinction d'une population est d'autant plus élevée que la taille du bassin isolé est réduite et que le temps depuis la déconnexion est important.

Sur ces bassins isolés, le risque d'extinction locale est également renforcé par la rareté et la dégradation des habitats disponibles. Ainsi, sur une portion de bassin isolée par une retenue et en l'absence de sources proches de recolonisation, la communauté de poissons peut connaître une érosion progressive de sa richesse spécifique sur des pas de temps longs.

VII.1.3 …support de biodiversité

Les petits plans d'eau, comme par exemple les mares, représentent globalement des réservoirs de biodiversité, en hébergeant de nombreuses espèces dont certaines peuvent être rares et en danger à l'échelle nationale et européenne. Cependant, ce rôle de réservoir pour les espèces patrimoniales concernent plus particulière les milieux à forte « naturalité » ce qui est rarement le cas des retenues notamment quand leur mode de gestion est orienté vers l'irrigation ou le loisir.

En ce qui concerne les amphibiens, l'importance au niveau régional de la biodiversité abritée par certains plans d'eau d'origine anthropique a été signalée par plusieurs auteurs. Les petits plans d'eau peuvent aussi constituer des milieux favorables pour l'avifaune et les oiseaux aquatiques qui se révèlent d'autant plus attractifs que les milieux aquatiques naturels sont rares ou dégradés. Cependant, ces zones artificielles ont une attractivité moindre pour l'avifaune que les zones aquatiques naturelles, c'est pourquoi, leur rôle potentiellement favorable vis-à-vis de la préservation et du développement de ce groupe faunistique doit être mis en regard du contexte régional, *a fortiori* lorsque la mise en place des retenues se traduit par la destruction de zones humides préexistantes.

Les petits étangs agricoles (farm ponds en anglais) sont également capables d'abriter une certaine biodiversité pour d'autres groupes comme les invertébrés ou les macrophytes. Une étude australienne a, par exemple, montré que ces habitats artificiels peuvent aider au maintien de la biodiversité régionale en macroinvertébrés. L'enjeu de ces milieux vis-à-vis de la biodiversité est d'autant plus important que les milieux aquatiques naturels sont rares, comme par exemple dans les régions arides ou fortement artificialisées.

VII.1.4 …mais source d'espèces exogènes et souvent invasives

Les retenues, quelle que soit leur taille, contribuent significativement au développement de tout un cortège d'espèces d'eau calme initialement peu ou pas représentées dans le cours d'eau qui vont pouvoir ensuite coloniser le cours d'eau adjacent tant vers l'amont que vers l'aval altérant ainsi la répartition naturelle des espèces le long du gradient amont aval. Ce phénomène est d'autant plus préoccupant qu'il concerne bien souvent des espèces exotiques à caractère invasif, appartenant potentiellement à de nombreux groupes: poissons, macrophytes, macroinvertébrés, amphibiens…

Sur un affluent du Colorado (USA) dont les assemblages de poissons étaient presque exclusivement constitués d'espèces natives, il a été constaté, 5 ans après la construction d'un réservoir, que les espèces exotiques constituaient alors 90% des effectifs dans la retenue elle-même et environ 80% dans le cours d'eau en aval.

En Espagne, en zone méditerranéenne, les réservoirs (essentiellement destinés à l'irrigation et l'alimentation en eau) abritent davantage d'espèces de poissons exotiques que d'espèces natives et pour le bassin du Guadiana, 40 % des réservoirs n'abritent que des espèces exotiques, les espèces autochtones y étant absentes.

Des travaux de synthèse récents ont tenté de formaliser les raisons pour lesquelles les réservoirs artificiels étaient particulièrement attractifs et favorables aux espèces exotiques et invasives en comparaison avec des milieux naturels analogues. Trois causes majeures semblent se distinguer :

- les réservoirs artificiels sont soumis à d'importants flux de propagules via des connexions physiques ou par le biais des activités anthropiques impliquées dans le transfert d'organismes ;
- les retenues constituent des milieux avec un fort enrichissement en nutriments et de fortes variations des conditions environnementales ;
- l'intensité des pressions anthropiques et la jeunesse de ces milieux font que les communautés et leurs interactions biotiques simplifiées sont plus vulnérables aux invasions.

Par ailleurs, des liens positifs existent entre l'intensité des pressions anthropiques (appréhendées via des proxys aussi divers que l'occupation des sols, la fréquentation humaine des plans d'eau ou la densité de routes par exemple) et l'ampleur de la colonisation des retenues par les espèces invasives, ce qui confirme le fait que la diffusion des espèces par l'homme et l'artificialisation des milieux favoriseraient l'installation des espèces exotiques dans une retenue. Ainsi les retenues seraient d'autant plus sensibles aux invasions biologiques (et en conséquence feraient peser d'autant plus de risques sur les espèces autochtones) qu'elles seraient artificialisées et situées dans un contexte de forte anthropisation.

VII.1.5 Exemples de réponse multifactorielle : réponses des communautés d'invertébrés benthiques en présence d'une retenue

Il est souvent difficile de dissocier les facteurs abiotiques et biotiques énoncés précédemment pour expliquer la réponse globale des communautés suite à l'implantation d'une retenue.

En général, la richesse taxonomique des assemblages d'invertébrés dans une retenue (habitat lentique peu diversifié) est plus faible que dans le secteur amont (habitats lotiques diversifiés, souvent en mosaïque dans les secteurs de l'amont). Une sédimentation élevée et/ou un fort niveau de contamination par les nutriments peuvent expliquer une polluosensibilité plus faible des invertébrés dans certains plans d'eau et une réduction du nombre de groupes trophiques. La richesse taxonomique varie par ailleurs suivant les plans d'eau et à l'intérieur même des plans d'eau. La richesse en familles d'invertébrés (totale, en Ephéméroptères/Plécoptères/Trichoptères ou en Coléoptères) peut ainsi être utilisée comme indicateur du statut écologique du plan d'eau. La richesse taxonomique d'une retenue peut varier avec les caractéristiques du bassin versant qui l'alimente [altitude, pourcentage de surfaces en prairies, occupation du sol, présence d'affluents à fort hydrodynamisme (e.g. torrents) jouant le rôle de refuges].

A l'aval de la retenue, des températures plus élevées, un substrat moins mobile et une disponibilité en nutriments plus forte contribuent en général à une prolifération du périphyton, qui induit une modification des ressources trophiques disponibles pour les producteurs secondaires, et peut se traduire par une augmentation du nombre de taxons de diatomées à l'aval d'un barrage. Les diatomées benthiques ne répondent toutefois que faiblement aux perturbations hydrologiques.

La réponse de la métrique « richesse taxonomique » à l'aval de la retenue dépend du groupe taxonomique considéré et du contexte local. Sa réduction est toutefois souvent constatée pour les micro- ou macro-invertébrés, notamment pour des assemblages d'espèces majoritairement rhéophiles* et polluo-sensibles tels que les assemblages d'Ephéméroptères, de Plécoptères-et de Trichoptères. Cette métrique peut par contre augmenter pour des groupes d'espèces globalement plus limnophiles* et plus polluo-tolérants. Une telle évolution peut être attribuée à une sédimentation d'éléments fins. Des variations de l'abondance et de la richesse en macro-invertébrés peuvent être observées à l'aval de petits ouvrages même en absence de variation significative des variables physico-chimiques.

L'hydropériode* semble un facteur déterminant, que ce soit au sein ou à l'aval de la retenue.

En définitive, une retenue est susceptible d'impacter l'ensemble des organismes aquatiques, tant en son sein qu'à son aval, et son amont, notamment via les modifications des conditions abiotiques qu'elle génère. L'ampleur et la nature de

ces impacts sont cependant contexte-dépendants, et donc variables en fonction, entre autres, du type de retenue, de son usage, de son mode de gestion, et du contexte naturel dans lequel la retenue s'insère, comme illustré dans la figure ci-dessous.

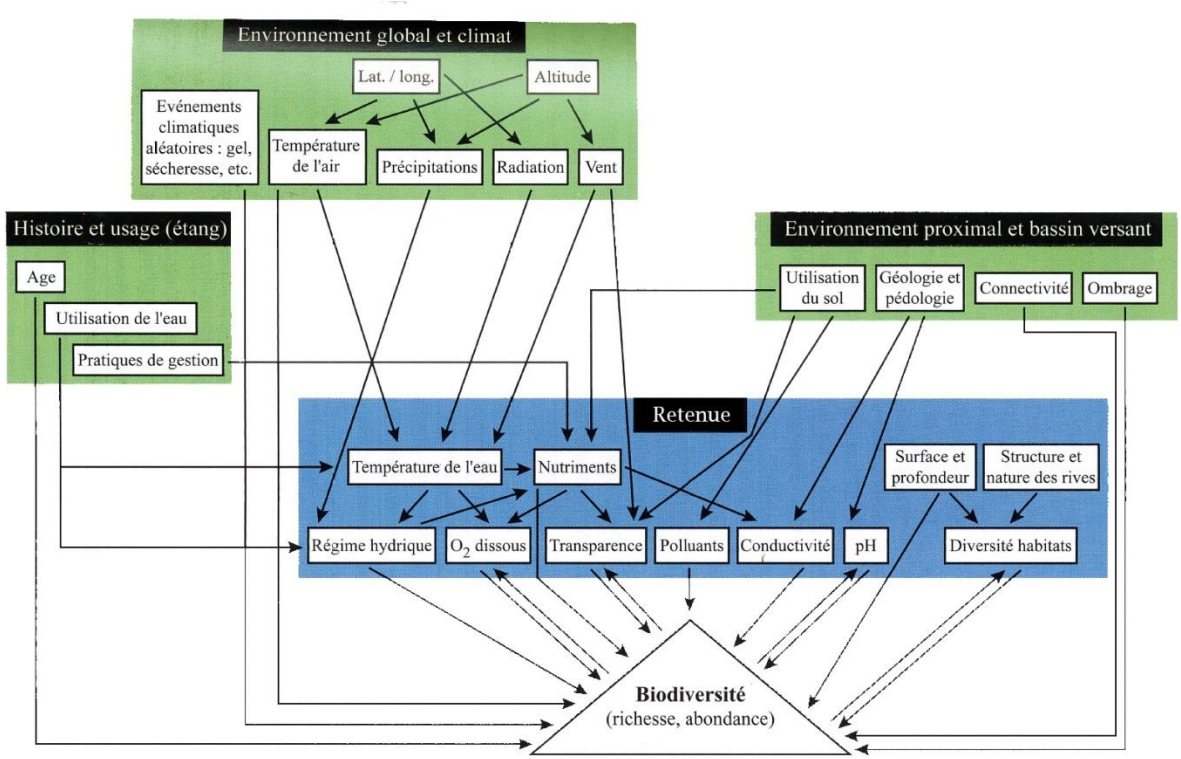


Figure 26 : Facteurs de contrôle de biodiversité à l'intérieur d'une retenue

VII.2 EFFETS DES RETENUES SUR LES COMPARTIMENTS BIOLOGIQUES DU COURS D'EAU ET DE SON BASSIN-VERSANT

Au fil du temps, les concepts en écologie ont évolué afin de prendre en compte les pressions anthropiques et notamment les barrages problématiques pour de nombreux écosystèmes aquatiques. D'un point de vue fonctionnel, ces ouvrages sont à l'origine d'une rupture du continuum hydrologique conceptualisé par Vannote et al. en 1980 sous la forme du River Continuum Concept[21]. Ce dernier trop générique et trop théorique a ensuite été élargi de façon à prendre en compte non seulement les facteurs pédo-climatiques mais également les perturbations anthropiques. C'est pourquoi, James V. Ward et Jack A. Stanford ont notamment développé l'idée de « discontinuité en série » (modèle conceptuel du Serial Discontinuity Concept) pour exposer le cadre conceptuel des rivières fragmentées.

Le « SDC », tout comme le « RCC », permet une approche globale du système, sans prendre en compte les réponses individuelles des organismes aux perturbations. Un exemple est illustré par la Figure 27, montre que la réponse à l'implantation d'un ouvrage varie selon le groupe biologique concerné et la position du barrage sur le continuum amont aval : pour les macrophytes aquatiques, la réponse se manifeste par une augmentation à l'aval de l'ouvrage mais essentiellement lorsque celui-ci est implanté en aval de cours d'eau. La diversité des macroinvertébrés répond de manière très différente : elle tend à augmenter, quoique modestement, lorsque l'ouvrage est implanté en amont ou en aval du cours d'eau ; au contraire la réponse est forte et négative quand l'ouvrage est situé dans les portions médianes du cours d'eau.

En confrontant le SDC aux données empiriques depuis 1983, les auteurs ont mis en exergue la difficulté principale qui est de démêler les effets de la fragmentation due aux ruptures par les barrages, de ceux des autres paramètres environnementaux qui caractérisent les écosystèmes lotiques dans le contexte des rivières régulées. C'est pourquoi, ils proposent un changement d'échelle afin de mieux prendre en compte les effets de multiples barrages et leurs

[21] Ce principe considère l'ajustement des communautés biologiques des systèmes lotiques naturels dans un gradient continu de conditions physiques.

conséquences à large échelle, en s'intéressant au contexte paysager (« landscape ») et au paysage rivulaire (« riverscape »). Des métriques de type « paysage rivulaire » (« riverscape ») permettent de commencer à explorer comment des structures géomorphologiques influencent les habitats lotiques en y intégrant la connectivité, la fragmentation et la distribution spatiale de ces habitats.

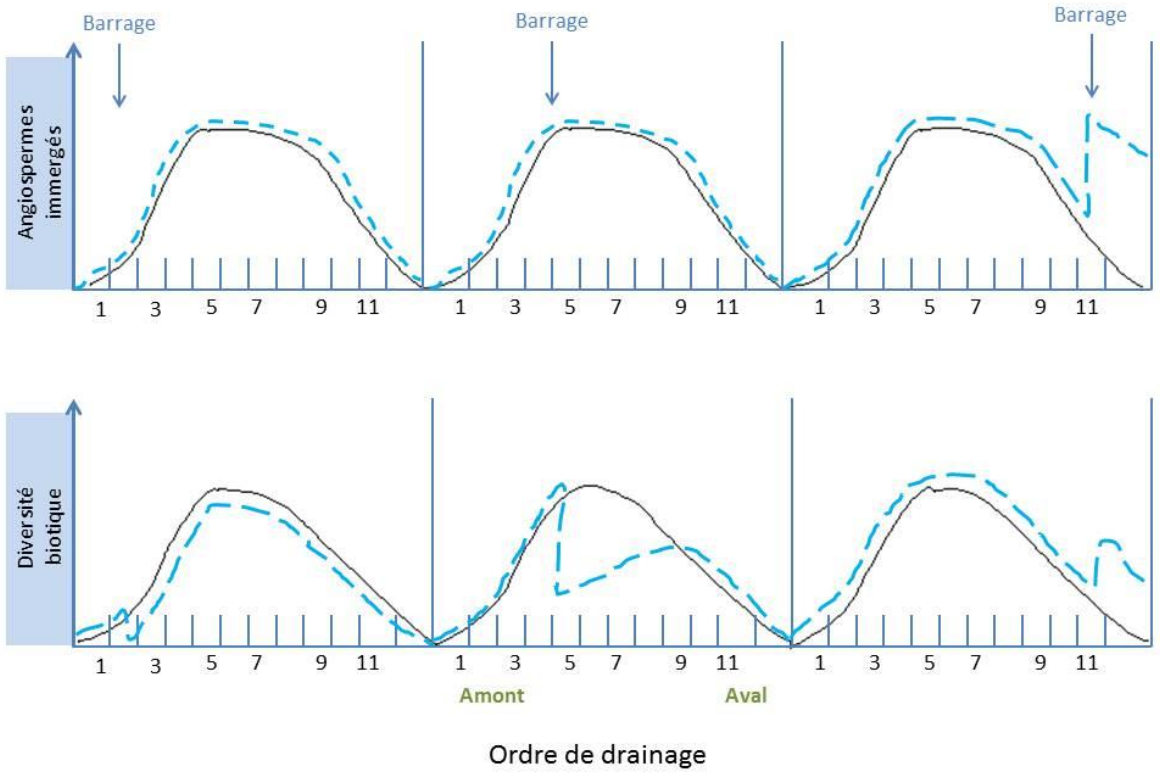


Figure 27 : Changement relatif de la diversité biotique (les macroinvertébrés) et des macrophytes basés sur l'interprétation de Ward & Stanford (1983) de la théorie du continuum en rivière naturelle (ligne continue) et les effets estimés (ligne pointillée) de la présence d'un barrage selon sa position sur le gradient

VII.2.1 Des effets largement liés à la densité de retenues sur un bassin-versant

Les bassins versants d'Afrique du Sud ayant une forte densité de retenues (small farm dams), présentent des valeurs faibles d'un indice biotique national (Average Score Per Taxon – ASPT ; Armitage et al., 1983) basé sur les macroinvertébrés benthiques. Les taxa opportunistes qui sont tolérants à la pollution (e.g. mollusques, hétéroptères) et capables d'exploiter des habitats variés (e.g. Chironomidés) ainsi que ceux qui préfèrent les faibles courants augmentent, alors que les taxa sensibles à la pollution et aux perturbations diminuent en abondance (e.g. Trichoptères).

D'autres travaux ont montré que même des retenues relativement petites peuvent avoir des effets profonds sur l'intégrité biologique des rivières. Les effets locaux sur les macroinvertébrés sont une hausse de la densité de filtreurs comme certains chironomidés ou certains hydropsychidés dans les stations situées à l'aval des retenues et une augmentation de l'abondance et de la richesse en EPT des zones en amont direct des ouvrages. Concernant plus particulièrement les Ephéméroptères, des augmentations d'abondance des Baetidae et Caenidae en relation avec des fortes densités de retenues ont également été documentés. Une étude a tenté de quantifier les effets physiques, chimiques et biologiques d'une série de trois barrages successifs au fonctionnement différent (en termes de volume et de régime de restitution à la rivière) sur une rivière australienne à travers les données obtenues sur 25 sites distribués sur le cours principal et ses affluents. Les assemblages d'invertébrés benthiques à l'aval des barrages présentaient relativement plus de taxons polluo-tolérants (chironomidés, oligochètes, acariens) et relativement moins de taxons polluo-sensibles (EPT), avec une récupération quasi-complète observée environ 4 km à l'aval de la retenue pour le barrage intermédiaire. Les auteurs considèrent que l'effet « barrière » des barrages, combiné avec le maintien de faibles

débits, sont les facteurs majeurs déterminant l'abondance et la richesse des communautés d'invertébrés, notamment dans le premier kilomètre à l'aval de chaque barrage

Concernant les communautés piscicoles des cours d'eau, des réponses significatives à l'augmentation des plans d'eau dans les bassins sont fréquemment documentées comme par exemple une augmentation des espèces tolérantes et omnivores comme la carpe commune par exemple. Concernant les poissons, il ressort néanmoins que l'impact cumulé des ouvrages ne se limite généralement pas à un simple effet additif mais obéit à des patterns plus complexes. Une étude sur plus de 13 000 sites dans le Wisconsin (USA) a permis de constater que la richesse en espèces de poissons est affectée négativement par la multiplication des ouvrages en aval, et notamment dans des cours d'eau de tête de bassin (rang de Strahler de 1). Dans un contexte de cours d'eau européens d'autres travaux ont pu notamment remarquer que la part des espèces rhéophiles dans l'assemblage est d'autant plus réduite que le nombre d'ouvrages sur le bassin est important et la distance entre ouvrages sur le secteur étudié est réduite (un schéma inverse étant observé pour les espèces limnophiles).

Dans un registre différent, concernant les organismes peuplant les plans d'eau eux-mêmes, de nombreux travaux témoignent que l'abondance de certains taxons ou la composition des communautés d'un plan d'eau dépend pour partie de la densité et de la proximité de plans d'eau dans le voisinage, témoignant ainsi de l'influence déterminante des échanges d'organismes entre plans d'eau d'une même région. Ainsi, en étudiant 76 mares et étangs dans un paysage péri-urbain de Grande-Bretagne, il a été montré que la présence de certains taxons d'invertébrés dépendait de facteurs propres au plan d'eau lui-même (taille abondance de végétation par exemple) mais aussi de facteurs spatiaux reflétant la proximité d'autres plans d'eau.

VII.2.2 La fragmentation des habitats et l'évolution de la connectivité du milieu influencent en profondeur les biocénoses aquatiques

Dans les paysages fragmentés, les mouvements entre habitats (e.g. segments de cours d'eau), donc leur connectivité, jouent un rôle primordial dans la persistance des populations en assurant les flux génétiques, la possibilité de recolonisation après extinction locale, la liaison entre différents habitats complémentaire pour la reproduction ou l'acquisition des ressources. En altérant les possibilités de dispersion des organismes aquatiques, les retenues sur cours d'eau accroissent la fragmentation du réseau hydrographique considérée comme l'une des plus sévères menaces pesant sur la diversité des espèces. De plus, le fractionnement des habitats implique aussi des conséquences génétiques.

VII.2.2.a Fragmentation du réseau hydrographique, conséquences génétiques et effets sur la viabilité des populations

Au sein des réseaux hydrographiques, les populations de poissons présentent fréquemment une structuration génétique longitudinale marquée entre autres par une perte de diversité génétique de l'aval vers l'amont. Cette situation est notamment attribuée à l'asymétrie du flux d'organismes et donc des flux géniques : en conditions naturelles, les flux de l'amont vers l'aval dominent ceux de l'aval vers l'amont. En limitant fortement les possibilités de dispersion des organismes en particulier de l'aval vers l'amont, les retenues, barrages et autres obstacles tendent à exacerber ces patterns spatiaux et à renforcer la différentiation génétique entre populations (Figure 28). Ainsi en comparant la situation de cours d'eau fragmentés (par des réservoirs ou des petits barrages au fil de l'eau) avec celle de cours d'eau non fragmentés, des études ont pu montrer, dans des contextes très différents notamment du point vue de l'ancienneté de la fragmentation (de plusieurs décennies à quelques siècles) que la fragmentation du réseau hydrographique s'était effectivement traduite chez plusieurs espèces par une baisse de diversité génétique (diminution de la richesse allélique) et une plus grande différenciation génétique des populations. D'autres travaux ont confirmé l'influence des obstacles artificiels dans la structuration génétique des populations en montrant par exemple l'existence d'un lien positif entre distance génétique entre populations et le nombre et la taille des barrages qui les séparent ou l'âge des ouvrages.

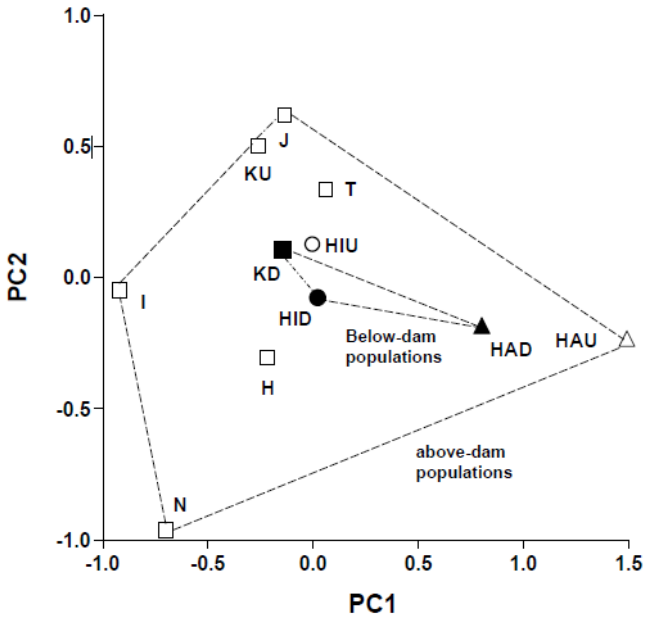


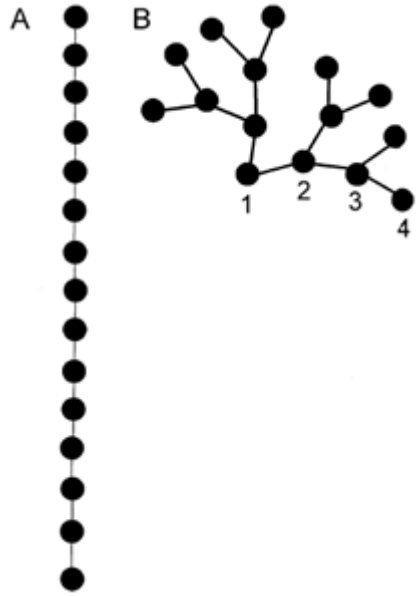
Figure 28 : Caractérisation génétique de populations du salmonidé *Salvelinus leucomaenis* (Anlyse en composantes principales sur les données de fréquences alléliques de 5 loci microsatellites) en fonction du contexte de fragmentation du réseau hydrographique (populations isolées par des barrages vs. populations interconnectées). Les populations isolées en amont de barrages présentent une faible richesse génétique (nombre d'allèles réduit) mais divergent fortement les unes des autres. A l'inverse, les populations interconnectées présentent de fortes richesses génétiques (nombre d'allèles important) mais des caractéristiques proches du fait de l'importance des échanges d'individus entre elles (source Yamamoto et al. 2004).

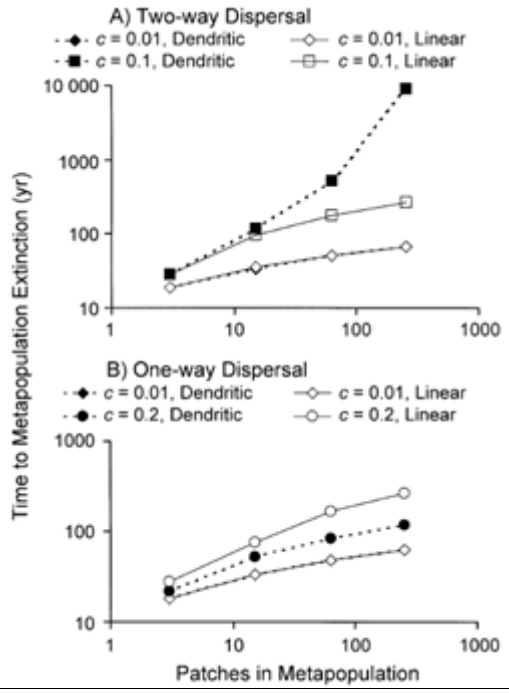
Par ailleurs, il semble que les populations de petite taille, une fois isolées par des retenues, se révèlent plus particulièrement vulnérables à la perte de diversité génétique en raison d'une sensibilité accrue au phénomène de dérive génétique. Par ailleurs, la fragmentation du réseau hydrographique par les retenues en appauvrissant génétiquement les populations peut ainsi augmenter leur vulnérabilité aux processus d'extinction par le biais d'impacts sur la fécondité, le taux de croissance, la survie ou l'aptitude à la compétition par exemple.

Les suivis *in situ* permettent rarement de traiter de l'effet des retenues sur le long terme. L'utilisation de modèles de dynamique ou de viabilité de populations vient donc en complément, pour permettre de prédire le devenir des populations sur le temps long suite à l'implantation d'une retenue. A partir d'un modèle simple de métapopulation* (sous-populations d'une seule et même espèce interconnectées par des échanges d'individus) prenant en compte à la fois un taux annuel d'extinction constant à l'échelle d'un patch d'habitat (c'est-à-dire d'un segment de cours d'eau) et la possibilité de recolonisation à partir des patchs voisins, des travaux théoriques ont ainsi montré : d'une part, qu'en situation naturelle[22], des réseaux de forme dendritique génèrent moins de risque d'extinction de la métapopulation et sont ainsi plus résilients que des réseaux de forme linéaire ; d'autre part, que lorsque les processus de recolonisation ne s'établissent que de l'amont vers l'aval (situation qui prévaut dans les cas des systèmes fragmentés par des retenues, les déplacements actifs de l'aval vers l'amont étant contraints par les obstacles), la probabilité d'extinction de la métapopulation augmente sensiblement et les systèmes linéaires sont alors plus résilients (moindre risque d'extinction) que les systèmes dendritiques (Figure 29.

* Cf. glossaire

[22] Avec la possibilité de recolonisation par l'amont et par l'aval





a) Géométries alternatives pour la dynamique de métapopulation : disposition linéaire des patches pour (A) et dendritiques, avec un réseau hiérarchique à 4 niveaux pour (B). Les cercles noirs représentent les patches d'habitat, et les segments les voies de dispersion possibles

b) Durées de vie moyenne des métapopulations pour des systèmes de patches disposés en réseaux linéaires ou dendritiques. Les probabilités de colonisation par pas de temps sont données par le paramètre c (c = probabilité d'être recolonisé par dispersion depuis un patch immédiatement voisin). Dans tous les cas, la probabilité d'extinction par patch et par pas de temps était de 0 .1, les conditions initiales correspondaient à une occupation complète de tous les patches. Dans le cas A, la dispersion peut advenir à la fois vers l'aval et vers l'amont. Dans le cas B, elle ne peut advenir que vers l'aval.

Figure 29 : Evolution des méta-populations selon la configuration du réseau et le mode de dispersion. D'après Fagan 2002

D'autres travaux montrent que l'impact potentiel de la fragmentation hydrographique par le biais de barrages sur une population de truites serait d'autant plus fort que les ouvrages sont situés en aval du réseau hydrographique, et que la multiplication des retenues présenterait un effet cumulatif sur la dynamique de populations (Figure 30). Par ailleurs, une fois isolée, la population amont est susceptible de s'engager dans des processus évolutifs différents de ceux de la population aval pouvant aller jusqu'à entraîner des différences écologiques ou biologiques, notamment sur les traits d'histoire de vie[23] en lien avec une divergence sur le plan génétique.

[23] Les traits d'histoire de vie sont définis comme étant un ensemble de caractéristiques associées au cycle biologique d'une espèce qui décrivent certaines propriétés et fonctions spécifiques des individus d'une population, telles que la taille à la naissance, l'âge à maturité, le nombre, la taille et le sex-ratio des jeunes produits, la fréquence de reproduction, le taux de survie en fonction de l'âge, la longévité, etc.

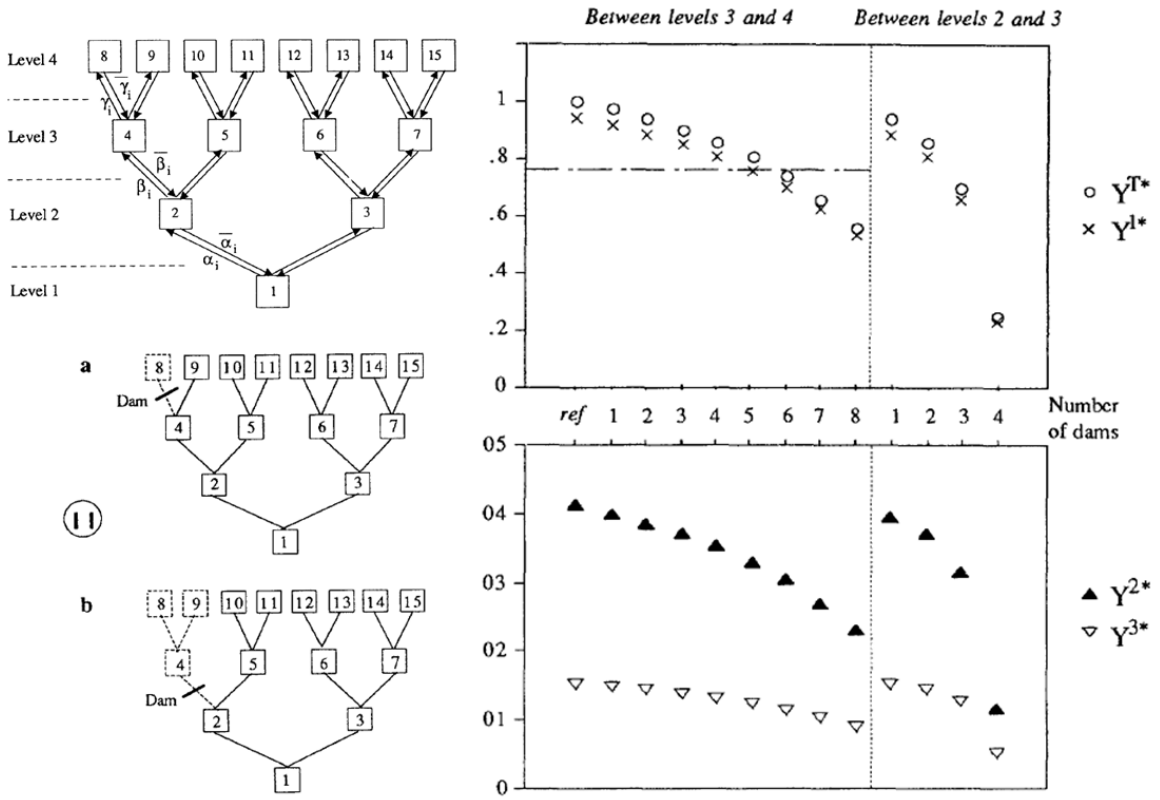


Figure 30 : Simulation de l'effet de l'établissement de barrages sur la dynamique d'une population de truite dans un réseau hydrographique dendritique fictif. Les graphiques indiquent l'effet d'une augmentation graduelle du nombre de barrages sur l'état d'équilibre de la population globale ($Y^{T}*$), des jeunes de l'année ($Y^{1}*$), des juvéniles ($Y^{2}*$) et des adultes ($Y^{3}*$). Les termes $Y^{T}*$, $Y^{1}*$, $Y^{2}*$, $Y^{3}*$ constituent des indices de densité globale de truite (aux différents stades) dans le réseau hydrographique. D'après Charles 1998b.

VII.2.2.b Connectivité, témoin de la perméabilité de la matrice paysagère

Afin d'évaluer l'impact cumulé des retenues sur les biocénoses aquatiques, il semble indispensable d'aborder le système à une échelle spatiale plus large et de prendre en considération la connectivité entre les différents habitats locaux, étant donné que la plupart des espèces aquatiques sont structurées en métapopulations. Pour les organismes aptes à la dispersion, la connectivité constitue une perméabilité de la matrice paysagère.

La connectivité écologique est une connectivité physique, hydraulique comme évoqué précédemment. Pour les espèces fortement associées aux cours d'eau, la présence de retenues en morcelant les habitats va ainsi diminuer ou faire disparaître cette connectivité physique et aura des conséquences importantes sur les espèces végétales et animales. Pour les espèces lentiques adaptées aux retenues, les connexions hydrauliques entre des petits plans d'eau peut favoriser leur dispersion généralisée au sein du bassin et donc modifier la biodiversité à l'échelle locale (diversité alpha) et régionale (diversité beta et gamma). A souligner toutefois que cet impact est plus équivoque qu'il n'apparait en première approche dans la mesure où il peut concerner aussi bien des espèces à dimension patrimoniale que des espèces exotiques potentiellement invasives.

La connectivité est également une perméabilité de la matrice du paysage pour les organismes capables de s'y déplacer (par exemple amphibiens, insectes aquatiques). La connectivité favorise potentiellement tous les groupes biologiques, mais les implications sur la structure* des métapopulations dépendent probablement de leur stratégie de dispersion. Pour les amphibiens et les macroinvertébrés (abondance, richesse et dynamique de population), la composition du paysage terrestre et des habitats environnants est un facteur très important. Pour les poissons et plus généralement pour les organismes strictement inféodés à l'eau, la connectivité s'établit essentiellement *via* des systèmes aquatiques permanents ou temporaires. A titre d'exemple, les travaux d'Olden et al. (2001) montrent que la composition des

assemblages de poissons de lacs naturels en Ontario (Canada) s'explique davantage par la connectivité entre les lacs *via* le réseau hydrographique que par les caractéristiques physiques ou chimiques des lacs eux-mêmes.

La **distance entre les petits plans d'eau** et **leur nombre** jouent également un rôle prépondérant pour le maintien et le développement de populations d'espèces liées aux milieux. A titre d'exemple, une étude en Suisse, constate que la présence de tritons (*Triturus helveticus*, *T. alpestris* et *T. crista*) est positivement reliée au nombre de petits plans d'eau dans une zone environnante de 50 ha soulignant l'importance des échanges entre sous-populations

L'arrangement spatial des petits plans d'eau, tout comme la simple distance entre deux sites, joue également un rôle majeur dans la répartition des espèces et leurs dynamiques.

Les retenues peuvent modifier la perméabilité paysagère pour certaines espèces et jouent un rôle important de corridors de migration et de milieux relais (stepping-stones) pour certaines d'entre elles. Ce rôle de stepping-stone peut favoriser des espèces en déclin inféodées aux milieux lentiques. Mais ce phénomène est également impliqué dans l'implantation et l'expansion d'espèces invasives comme par exemple la grenouille taureau au Japon.

VII.2.3 Des outils et méthodes mobilisables pour aborder les impacts écologiques

Actuellement, il n'existe pas d'approche permettant de comprendre et surtout d'anticiper les effets cumulés des retenues de manière globale sur le volet écologie. Cependant, des méthodes qualitatives ou quantitatives ou des démarches méthodologiques potentiellement mobilisables existent et pourraient, en partie, être transposées à la question des retenues et aborder les différentes facettes de leurs impacts écologiques. De plus, des méthodes sont en plein essor pour aborder les questions de la structuration spatiale des communautés et leurs dynamiques. Concernant le cadre d'analyse global à adopter, il semble important de concilier à la fois les observations dont on dispose avec des prédictions réalisées par modélisation. Bien qu'il soit relativement général, ce cadre d'analyse peut servir d'aide à la décision pour la gestion des milieux et permet ainsi de considérer des effets non-additifs.

VII.2.3.a Des méthodes d'évaluation dédiées aux impacts de premier ordre en appui à la décision publique

3.a.i Des bio-indicateurs et des métriques fonctionnelles qui répondent à la présence de retenues

Comme évoqué précédemment, la présence et l'abondance de retenues dans le bassin versant se traduisent par des modifications de la distribution des espèces et de la composition des communautés des cours d'eau. Logiquement les bioindicateurs actuels rendant compte de l'état des communautés vivantes ou les métriques fonctionnelles qui les composent vont dont réagir à des degrés divers à la présence de retenues. Des réponses des bioindicateurs comme l'IPR+, L'I2M2, ou l'IBD à la présence de retenues ou à des altérations qui peuvent être causées par des retenues (par exemple altération de l'hydrologie, ou de la dynamique thermique) ont ainsi été mises en évidence. Reste que ces outils ont été conçus pour leur caractère intégrateur (capacité à enregistrer une large gamme de pressions) et que leur sensibilité n'a pas été optimisée par rapport à la question de l'impact des retenues.

3.a.ii Méthode d'évaluation des risques liés aux impacts hydrologiques

La problématique des modifications de débits peut être concrètement abordée et quantifiée à partir d'outils existants non-spécifiques à la problématique des retenues. Il est important de rappeler que l'utilisation de ces méthodes éco-hydrologiques nécessite au préalable une bonne connaissance des altérations hydrologiques, particulièrement là où les altérations hydrologiques sont notables et/ou les enjeux biologiques sont forts. De plus, ces méthodes ne concernent que les effets d'altérations hydrologiques / hydrauliques à l'aval des ouvrages, et ces altérations ne constituent qu'une partie des effets des retenues, parfois secondaires. Ces outils quantitatifs se basent sur deux types d'approches

techniques complémentaires qui sont habituellement utilisées pour guider la définition des débits écologiques à l'échelle des tronçons de cours d'eau comme à l'échelle des bassins versants :

- Les **approches "hydrologiques"** comme la démarche ELOHA « Ecological Limits of Hydrological Alteration », (Poff, Richter et al. 2010)) qui apparaît comme la plus aboutie et la plus utilisée en considérant plusieurs groupes biologiques : poissons, macroinvertébrés, végétation riparienne. Les auteurs préconisent plutôt d'adopter des modèles multivariés permettant de prédire les réponses écologiques en tenant compte à la fois de variables hydrologiques et de variables additionnelles qui ne sont pas liées aux débits (température, substrat, régime de perturbation…).
- Les **approches "hydraulique et habitats"**, ciblées sur les débits bas à moyens, couplent des modèles hydrauliques et des modèles biologiques pour traduire certaines altérations hydrologiques en altération de qualité de l'habitat hydraulique pour les organismes. Elles sont couramment utilisées en France avec des supports disponibles pour les poissons tels que EVHA ou Estimhab , tous deux disponibles en ligne (http://dynam.irstea.fr). Lorsque les changements d'habitat sont marqués, ce type d'approche a apporté des prédictions convaincantes des effets des modifications de débits d'étiage sur les communautés de poissons et de macroinvertébrés.

Ces deux approches techniques ne fournissent pas directement de valeurs de débits écologiques, et encore moins de valeurs de nombre ou de surface de retenues « supportables » dans un bassin versant, mais elles peuvent fournir des informations pertinentes pour l'aide à la décision en comparant les effets écologiques de différents scénarios de gestion. Comme ces méthodes s'appliquent à l'échelle de bassins versants, elles nécessitent avant tout une modélisation/extrapolation écologique de bassin. Plusieurs stratégies sont alors possibles. Une première consiste à identifier des sites représentatifs du problème posé et/ou à enjeu écologique fort sur lesquels la modélisation d'habitat sera poussée. C'est l'option choisie par les études « volumes prélevables » dans le bassin du Rhône. Une seconde solution est de faire des approximations sur le fonctionnement hydraulique du bassin pour modéliser les altérations d'habitat sur l'ensemble du bassin.

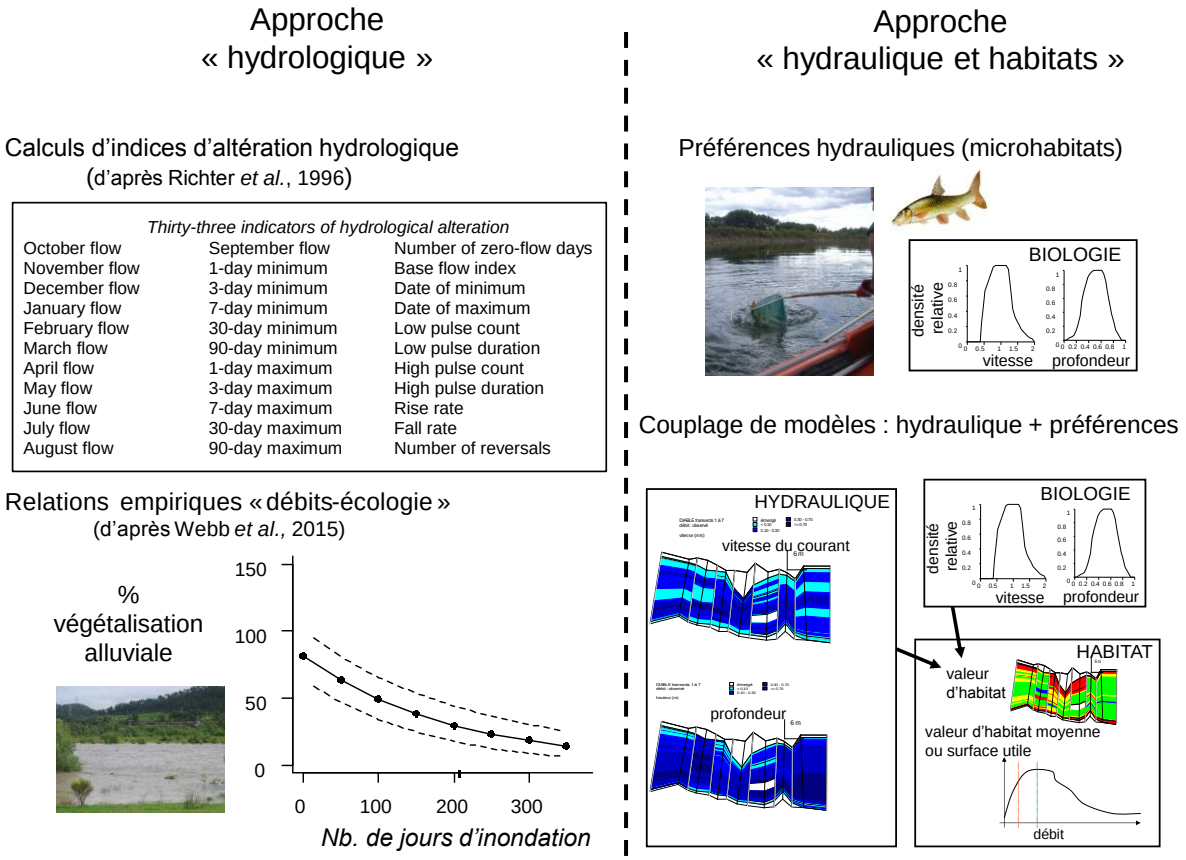


Figure 31 : Représentation simplifiée des approches "hydrologique" et "hydraulique et habitats" utilisées pour définir des débits écologiques. L'approche hydrologique quantifie la distance au régime naturel pour de nombreuses variables reflétant l'ensemble des aspects du régime, puis se base sur la recherche de relations empiriques "débits-écologie". L'approche habitat, ciblée sur les débits bas à moyens, utilise un modèle hydraulique pour décrire les caractéristiques hydrauliques du microhabitat des espèces (ex :

vitesses, hauteurs d'eau) ; couplé avec des modèles biologiques de préférences hydraulique, le modèle estime des altérations de valeur d'habitat ou de surface favorable dans le tronçon de cours d'eau. Extrait de Lamouroux et al.

Dans le domaine de la définition des débits écologiques, du fait des incertitudes hydrologiques et écologiques cumulées, une partie de la littérature s'est attachée à définir des démarches permettant de combiner expertise et outils disponibles. Ces démarches se basent généralement sur une comparaison technique de scénarios de gestion et impliquent : (1) la description du contexte hydrologique naturalisé et actuel, des usages actuels et des scénarios de gestion envisagés (2) la description du contexte écologique au sens large, (3) l'identification des métriques pertinentes (hydrologiques et/ou habitats et/ou autres) pour décrire les impacts des scénarios (modifications des usages, altérations du milieu) et (4) la comparaison des scénarios (Figure 31).

3.a.iii Méthode axée sur les espèces à enjeux

Un cadre méthodologique proposé par Vander Zanden et Olden (2008) permet d'apprécier la vulnérabilité des plans d'eau (dont des retenues) vis-à-vis de trois espèces invasives : un poisson, un bivalve, et un crustacé (Figure 32). Leur démarche repose sur la prise en compte successive de (1) la capacité de dispersion des espèces et l'accessibilité des sites, (2) la capacité des sites à permettre le développement des espèces invasives et (3) les impacts négatifs potentiels des espèces invasives sur l'écosystème récepteur. Une telle approche parait pouvoir assez aisément être adaptée à d'autres contextes géographiques même si elle demande une connaissance détaillée des espèces en cause (niche écologique, capacité de dispersion) et des milieux récepteurs potentiels.

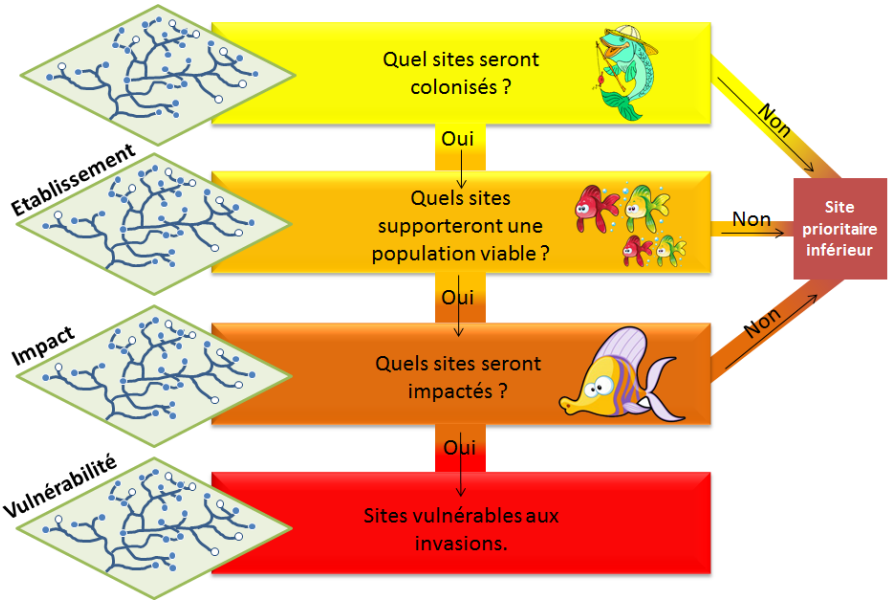


Figure 32 : Un cadre conceptuel pour évaluer la vulnérabilité d'un site dans un paysage comportant plusieurs lacs. L'approche évalue séparément le potentiel pour l'introduction, l'installation, et les effets indésirables d'une espèce invasive donnée pour chaque lac d'une succession. L'évaluation de la vulnérabilité pour des lacs individuels peut aider à cibler la prévention des espèces invasives et les efforts de gestion. Vander Zanden et Olden (2008)

3.a.iv Méthode axée sur l'identification des ouvrages les plus impactant

En partant du cas concret de l'Etat de Californie, Grantham et al. (2014) ont proposé une démarche pour évaluer les risques écologiques posés par les retenues en se focalisant plus particulièrement sur la problématique hydrologique, l'objectif *in fine* étant de disposer d'une évaluation globale de l'ensemble des retenues de la région et d'en déduire des préconisations opérationnelles en termes de gestion et le cas échéant d'effacement de certaines retenues. Cette démarche propose une démarche de sélection et d'évaluation en plusieurs étapes. Dans un premier temps, cette approche consiste à identifier les retenues interceptant un bassin versant significatif (les auteurs écartent les retenues contrôlant moins de 1 km^2 de bassin versant considérant qu'en deçà de cette limite, les impacts hydrologiques étaient négligeables). Ensuite pour chaque retenue considérée des éléments plus ou moins précis (selon la disponibilité des données) concernant leur impact hydrologique potentiel ou avéré sont mobilisés. Enfin le risque écologique est apprécié en tenant compte du fait que le cours d'eau sur lequel est implanté la retenue abrite des espèces de poissons

potentiellement vulnérables aux modifications hydrologiques ou si des extinctions locales de ce groupe d'espèces y sont avérées. Sur la base de ces éléments, les auteurs proposent alors de classer les retenues en fonction du risque écologique qu'elles représentent, d'identifier les retenues qui pourraient faire l'objet d'effacement et d'engager le cas échéant des investigations plus poussées.

VII.2.4 Des méthodes d'évaluation destinées à prévoir l'évolution des communautés à l'échelle du territoire

4.a.i Modèles de métapopulation et impact potentiel de la fragmentation des réseaux hydrographiques

L'impact potentiel de la fragmentation des réseaux hydrographiques est abordé par le biais de modèles plus ou moins élaborés intégrant le concept de métapopulations. A partir de ce type d'approche et en considérant des réseaux hydrographiques théoriques, il devient possible de tester des hypothèses et des scénarios quant à l'impact de la fragmentation générée par les retenues sur la pérennité des populations. Ainsi des travaux théoriques ont pu montrer que l'impact de la fragmentation sur la dynamique des populations pouvait varier fortement selon la structure du réseau hydrographique ou que l'impact potentiel des retenues dépendait bien sûr de leur nombre mais aussi de leur position dans le réseau hydrographique.

Ces approches de modèles de dynamique des populations peuvent aussi s'appliquer à des cas plus concrets. Jager et al. (2001) ont développé ce type de démarche pour mieux comprendre les conséquences de la fragmentation du réseau hydrographique de la Snake River (USA) sur le devenir à long terme des populations d'esturgeon *Acipenser transmontanus*. Pour ce faire, les auteurs ont associé à la fois des considérations très concrètes (structure du réseau hydrographique, positionnement des retenues et état des populations actuelles) avec des éléments de connaissances plus théoriques ou plus incertains (paramètres de dynamique des populations, capacité de dispersion) ce qui a permis d'identifier les sous-populations les plus fragiles, les ouvrages les plus pénalisants et de mieux cerner les processus clés dans le maintien des populations sur le long terme.

4.a.ii Notion de métacommunauté*

Le concept de métacommunauté (au sens d'une série de communautés locales interconnectées via des déplacements d'espèces potentiellement interactives) semble particulièrement séduisant pour aborder, à l'échelle d'un bassin versant, les interactions biologiques entre les cours d'eau et les milieux stagnants générés par les retenues, plus ou moins connectés au réseau hydrographique ou entre les retenues elles-mêmes. Ces approches restent cependant encore au stade du développement.

4.a.iii Modélisation des réseaux écologiques

De nombreux travaux qui ont abordé la question de la modélisation des processus écologiques dans les réseaux hydrographiques ont cherché à intégrer les échanges et le flux entre les différents éléments du paysage. Pour cela, il semble que les systèmes dendritiques soient les plus appropriés par rapport aux systèmes à deux dimensions plus classiques et typiques des écosystèmes terrestres en raison de contraintes imposées vis-à-vis du déplacement des organismes. Un cadre théorique, proposé par Fuller et al. (2015), permet la prise en compte des retenues dans le réseau hydrographique. Pour ce faire, ils identifient des habitats « cours d'eau », des agents de fragmentation (par exemple l'ouvrage de la retenue), des habitats créés par l'agent de fragmentation (par exemple le plan d'eau généré par le barrage) et des habitats de lisière. Bien qu'encore exploratoires et très récentes, ces propositions devraient aboutir à terme à des développements applicables au cas des retenues.

VII.3 CONCLUSION

Globalement, la littérature académique internationale s'est révélée finalement assez pauvre concernant la question des retenues de petite taille et de leur impact sur l'écologie des cours d'eau en comparaison de l'abondante littérature traitant du cas des grandes retenues notamment hydroélectriques. D'autres milieux proches des retenues tels que les petits plans d'eau de type mares, étangs, grands barrages, barrages de castor ont donc été étudiés en complément de la littérature déjà connue des experts. L'analyse de ces différents travaux scientifiques a permis néanmoins d'apporter un certain nombre d'éléments clés de connaissances, de méthodes et d'outils qui sont au moins en partie transposables dans le cadre de cette expertise.

La présence des retenues est susceptible d'impacter l'ensemble des compartiments biologiques, via les modifications des conditions environnementales (qui concernent l'hydrologie, la morphologie, la physicochimie…) mais également en affectant la connectivité et les processus de dispersion des organismes. L'ampleur et la nature de ces impacts sont contexte-dépendants notamment en fonction : (1) du type de retenue et de son mode de gestion, (2) du contexte naturel, (3) de la nature des communautés présentes et de leurs traits biologiques/écologiques majeurs, (4) ainsi que du degré d'anthropisation plus ou moins important des systèmes concernés. Contrairement aux impacts sur les compartiments abiotiques qui se manifestent essentiellement en aval des retenues, les impacts biologiques s'observent aussi vers l'amont ou régionalement en lien avec les possibilités de dispersion spécifiques des organismes. Par ailleurs, ces impacts s'établissent sur le temps long par exemple dans le cas des processus d'extinction liés à la fragmentation du paysage (tel que perçu par les espèces) par les retenues qui s'étendent sur plusieurs décennies/siècles. Quelques exemples montrent que les communautés vivantes continuent à évoluer 20 ans après l'édification d'une retenue. Mais la plupart des travaux abordent ces questions sur le court terme (quelques années après construction des retenues) et il est donc probable qu'ils fournissent une vision partielle des impacts écologiques véritables. La question de l'effacement des retenues n'a pas été abordée en tant que telle dans cette expertise, mais il semble cependant qu'il existe des effets d'héritage : une fois une retenue effacée, le cours d'eau et ses communautés biologiques ne retournent pas nécessairement à la situation avant retenue. Ceci suggère que l'impact écologique des retenues peut perdurer bien après leur disparition.

Actuellement, il n'existe pas d'approche permettant de comprendre et surtout d'anticiper les effets cumulatifs des retenues de manière globale sur le volet écologie. Des outils potentiellement mobilisables sont cependant disponibles : des bio-indicateurs ou métriques qui se révèlent sensibles aux retenues, des outils ou approches qui permettent d'aborder les impacts liés à l'hydrologie, la fragmentation, ou le risque vis-à-vis des espèces invasives…

Chapitre VIII CONCLUSION

Cette expertise a confirmé que les effets des retenues sur les écosystèmes aquatiques sont réels, complexes, diversifiés, d'intensité variable. En stockant et détournant de l'eau, les retenues modifient la répartition naturelle et les chemins des flux d'eau et de matière transportée. Elles influencent ainsi les régimes d'écoulement, le transfert de sédiments, de nutriments et de contaminants, en allongeant notamment les temps de séjour de l'eau, et modifiant ses caractéristiques physico-chimiques, les conditions d'interactions entre composés transportés, et l'intensité de la production primaire, avec des impacts écologiques associés.

Effets d'une retenue isolée

L'analyse des effets d'une retenue seule s'est avérée une étape indispensable à la démarche préalable à l'analyse des effets cumulés de plusieurs retenues. Cette étape a permis de faire le point sur la compréhension des processus en jeu, de révéler de multiples interactions entre ces processus et d'identifier de nombreux facteurs d'influence. Elle a permis de préciser certains ordres de grandeur, par exemple pour les pertes par infiltration ou par évaporation, deux composantes du bilan hydrique de la retenue dont la phase exploratoire avait montré qu'elles étaient entachées d'une grande incertitude. La retenue joue un rôle de réacteur, lié à l'établissement de conditions lentiques, qui découple l'amont et l'aval du cours d'eau (ou le versant et le cours d'eau, en cas de retenue collinaire). Celui-ci modifie à la fois l'amplitude, la nature (changement de spéciation pour certains éléments) et la dynamique temporelle des flux transmis vers l'aval, et peut affecter de façon significative le fonctionnement du tronçon de cours d'eau situé à l'aval, du point de vue hydrologique, morphologique, physico-chimique, et écologique.

Deux compartiments sont ainsi à considérer pour appréhender l'effet d'une retenue : (i) **le nouveau milieu aquatique créé par la retenue** et (ii) **le cours d'eau,** aval plus ou moins directement récepteur mais également amont pour la biologie.

(i) **Les conditions établies au sein de la retenue favorisent certains processus biologiques, physiques et chimiques**. La retenue constitue une zone d'évaporation accrue, parfois d'infiltration significative, et toujours un piège à sédiments. Ce peut être aussi un lieu privilégié pour la dénitrification, ou la dégradation de certaines molécules phytosanitaires, le développement de l'eutrophisation, l'émission de gaz à effet de serre, et la constitution de stocks difficiles à gérer de phosphore, d'éléments trace métalliques (ETM) ou de pesticides, susceptibles d'être remobilisés et relargués sur le long terme. Le risque d'eutrophisation mérite une attention particulière : il est généralisé dans tous les bassins versants, notamment du fait des sols inondés, peut mettre en péril divers usages du plan d'eau, et peut jouer vis-à-vis des autres polluants un rôle d'amplificateur, ou d'atténuateur. Du point de vue biotique également la retenue représente un nouveau milieu, susceptible d'abriter un nouveau cortège d'espèces, distinct de celui du cours d'eau et qui pourra alors coloniser le réseau hydrographique et interagir avec les espèces en place. Si les retenues peuvent constituer des habitats favorables à certaines espèces patrimoniales, elles peuvent se révéler en revanche particulièrement favorables à l'implantation de très nombreuses espèces à problème, notamment des espèces exotiques présentant un caractère invasif.

(ii) **La présence d'une retenue influence l'ensemble des caractéristiques fonctionnelles du cours d'eau aval**, en modifiant à la fois l'amplitude, la dynamique, la nature et la temporalité des flux, qu'il s'agisse de l'hydrologie, du transport solide et de l'ajustement morphologique du lit du cours d'eau que sa modification induit, ou des caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Ces modifications des conditions abiotiques en aval de la retenue entrainent des changements des communautés vivantes, dépendant des traits biologiques et écologiques des espèces. L'eutrophisation lorsqu'elle se développe peut se propager vers l'aval à travers des modifications de la biodisponibilité du phosphore et du rapport N/P.

Par ailleurs, en générant un obstacle parfois infranchissable, et donc en réduisant ou empêchant les échanges d'individus entre sous-populations, une retenue implantée sur le cours d'eau est susceptible de générer des impacts écologiques bien en amont de son emprise physique. Ces impacts incluent notamment la perte de diversité génétique (dérive génétique) et le déclin à long terme conduisant le cas échéant à l'extinction des populations isolées.

Les effets induits par une retenue sont très contexte-dépendants, influencés notamment **par la conjonction des trois composantes suivantes**, qui sont étroitement liées :

- **les flux entrants dans la retenue**. Ceux-ci sont déterminés par le bassin versant d'alimentation de la retenue : géomorphologie, sols, fonctionnement hydrologique, climat (pluie, évaporation), occupation du sol et pratiques culturales, position de la retenue par rapport au cours d'eau,
- **les caractéristiques propres de la retenue** : taille, morphologie, volume et dynamique de prélèvement (selon usages), mode de restitution de l'eau, qui influent sur le devenir des flux entrants (et des éléments chimiques déjà présents). Pour ce qui concerne les caractéristiques physico-chimiques, le temps de résidence de l'eau dans la retenue est un paramètre clé,
- **le mode de restitution de l'eau à l'aval**, le cas échéant : fonctionnement par débordement, profondeur de la prise d'eau, maintien ou non d'un débit réservé. En cas de restitution, l'influence de la retenue dépend de l'importance des flux et concentrations de l'eau restituée par rapport à ceux du cours d'eau aval, c'est-à-dire là encore de la position de la retenue par rapport au réseau hydrographique du bassin versant considéré (à l'amont ou à l'aval du bassin, connectée directement au cours d'eau ou non -retenue collinaire-), de l'existence d'un débit réservé ou d'une dérivation, de la présence ou non d'affluents ou apports importants plus en aval, mais aussi de la vulnérabilité du milieu.

Les interactions complexes et non linéaires qui existent entre ces trois composantes rendent difficile une transposition directe des résultats de la littérature, d'autant que les contextes géographiques, climatiques et d'occupation du sol qu'elle aborde sont souvent assez éloignés des situations que l'on peut trouver sur le territoire métropolitain. Pour les mêmes raisons, les indicateurs qui ont pu être élaborés, soit directement sur les effets d'une retenue sur une variable donnée, soit par exemple reliant surface et capacité d'une retenue ne peuvent être transposés directement. Le Tableau 7 résume les différents types d'impacts pouvant s'exprimer dans ou à l'aval de la retenue. Si les grandes tendances sont connues, il est difficile de quantifier directement les effets d'une retenue sur une caractéristique fonctionnelle donnée du milieu aquatique à partir des seuls résultats issus de la littérature. Par ailleurs, il faut souligner que les aspects relatifs à la gestion de la retenue tels que les usages de l'eau et la dynamique de prélèvement, le mode de restitution de l'eau, ou l'existence d'un débit réservé, ne sont quasiment jamais évoqués dans la littérature consacrée aux retenues ; Pourtant, l'analyse des déterminants de l'effet d'une retenue montre l'importance de ces facteurs, rejoignant en cela les résultats de la phase exploratoire ayant précédé l'expertise.

Tableau 7 : Différents types d'impacts (1er, 2ème et 3ème ordres, tels que présentés en introduction) dans et à l'aval de la retenue, (d'après Bergkamp et al, 2000)

Position par rapport au barrage	Catégorie d'impact	Impact
Amont (dans la retenue)	Impact du 1er ordre	Modification du régime thermique, risque de désoxygénation Accumulation de sédiment dans le réservoir ; inondation des sols Changement des caractéristiques physico-chimiques de l'eau Eau souterraine autour du réservoir
	Impact du 2ème ordre	Plancton et périphyton Croissance de macrophytes aquatiques risque eutrophisation Végétation riparienne
	Impact du 3ème ordre	Invertébrés, poissons, oiseaux et mammifères
Aval	Impact du 1er ordre	Débits journaliers, saisonniers et annuels 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 2ème ordre	Plancton et périphyton Croissance de macrophytes aquatiques Végétation riparienne Flux de carbone, distorsion du cycle
	Impact du 3ème ordre	Invertébrés, poissons, oiseaux et mammifères Impacts estuariens Impacts marins

Effets cumulés des retenues

L'effet cumulé des retenues n'est que rarement abordé dans la littérature scientifique, mise à part en hydrologie où les études sont un peu plus nombreuses. De plus, les retenues abordées dans la littérature sont ainsi quasiment toujours des retenues sur cours d'eau. Ce constat a conduit à interroger également la littérature relative aux grands ouvrages, aux lacs, aux zones humides ou mares, qui ont plus souvent donné lieu à des travaux scientifiques sur le cumul. En conséquence, selon les différents ensembles de caractéristiques fonctionnelles (relatives à l'hydro(géo)logie, le transport solide, la physico-chimie, et l'écologie), les plans d'eau considérés diffèrent par leur contexte géographique (climat, relief notamment) et leur nature (retenue artificielle ou plan d'eau naturel, usage, taille …), et sont pour certains assez éloignés des retenues concernées par cette expertise, telles que définies en introduction. Cet élargissement des types de plans d'eau considérés est apparu nécessaire pour progresser dans la réflexion, au moins du point de vue méthodologique. Par ailleurs, force est de constater que les travaux qui traitent de la question du cumul sont souvent de nature conceptuelle, et que leurs enseignements sont donc le plus souvent méthodologiques. Quand des résultats, issus d'observations ou de modélisations sont disponibles, il convient, plus encore que pour les retenues seules, de s'interroger au cas par cas sur la possibilité de les transposer, en fonction du contexte environnemental et structurel et du paramètre considéré.

Un point qui ressort comme essentiel, pour l'ensemble des éléments considérés, **est la répartition des retenues au sein du bassin versant, la connectivité hydrologique et écologique**[24] entre les retenues, les zones du bassin versant et les différents tronçons du réseau hydrographique concernés.

Les impacts des retenues se cumulent d'amont en aval pour l'hydrologie, avec une réduction des flux tout au long du réseau hydrographique et jusqu'à la mer. Cette influence sur un cours d'eau peut toutefois être « diluée » en progressant vers l'aval, avec les apports d'autres zones au fonctionnement moins anthropisé. Ce point **rappelle l'importance de l'échelle à laquelle est effectuée l'évaluation des effets cumulés des retenues**. Ceux-ci peuvent en effet varier fortement selon la taille du bassin versant considéré dans certains contextes : bassin versant constitué de zones très contrastées, dont les effets pourront se compenser.

Pour ce qui concerne le transport solide, les retenues constituent dans la plupart des cas des pièges à sédiments, notamment pour ce qui concerne la charge grossière. Toutefois, le déficit en sédiment induit en aval peut parfois, selon le contexte et si le substrat le permet, conduire à une incision du lit qui compense en partie ce déficit. Dans l'ensemble toutefois, un réseau de retenues limite la propagation des sédiments à l'aval.

Pour les éléments chimiques, pour lesquels l'eau constitue un vecteur, l'influence d'un réseau de retenues sur le cours d'eau aval est plus complexe, et peut s'exprimer à la fois en termes de concentrations, de spéciation et de flux, selon que l'on s'intéresse à un effet cumulé sur les flux à l'échelle du bassin versant tout entier (qui peuvent s'additionner comme en hydrologie) et/ou aux effets sur la qualité de l'eau (spéciation et concentrations) dans le milieu aquatique en aval. Une notion importante pour évaluer l'effet cumulé est la distance d'influence. Ce terme désigne pour une variable caractérisant la qualité physico-chimique de l'eau, la distance nécessaire à l'aval de chaque retenue pour que la variable considérée revienne au niveau qu'elle aurait sans la retenue. Elle est typiquement de quelques dizaines de mètres pour la teneur en oxygène dissous, mais peut atteindre plusieurs centaines de mètres pour la température. Si la distance entre deux retenues est supérieure à cette distance d'influence, il n'y a pas d'interaction entre les effets induits par chaque retenue. Sinon, il faut tenir compte de ces interactions, et les effets peuvent se propager de l'amont à l'aval. La connectivité hydrologique entre les retenues est donc aussi déterminante. La distance d'influence varie avec la variable considérée, l'importance de sa modification dans la retenue, le mode de restitution de l'eau, et l'évolution de la variable vers l'aval, liée notamment soit à des processus physiques et chimiques soit des conditions hydrologiques : alimentation diffuse du cours d'eau ou présence d'affluents. Cette notion est pertinente pour la température, la teneur en oxygène dissous et les concentrations des nutriments ou contaminants. Elle ne s'applique pas dès lors que l'on considère les flux. .

Le cas de l'écologie est plus complexe. La présence de retenues déconnecte au moins pour partie les différents tronçons de cours d'eau du bassin versant mais génère en revanche de nouvelles connexions entre habitats courants et milieux stagnants, et affecte ainsi la dynamique de dispersion des espèces. Là aussi, l'influence d'un réseau de retenues dépend

[24] Connectivité entendue comme le degré de connexion entre les entités considérées. Elle englobe le degré de ramification du réseau hydrographique, la distance entre retenues et leur positionnement ou non sur le cours d'eau, le degré de fragmentation du réseau hydrographique induit par les retenues

donc du fait que certains affluents (voire d'autres structures paysagères comme des haies, forêts humides…) maintiennent ou non de façon suffisante une connexion pour permettre les échanges nécessaires au maintien des espèces (métapopulations et méta-communautés).

De plus, la présence des retenues affectent la **temporalité de l'hydrosystème** : les flux transférés dans le système (eau, nitrate, différentes formes du phosphore, sédiments grossiers) évoluent non seulement en terme de cumul (à l'échelle annuelle par exemple), mais aussi en terme de dynamique temporelle. Cette évolution est liée notamment aux dynamiques de remplissage de la retenue et de prélèvement dans la retenue pour l'eau, à la dynamique des crues pour les sédiments, et à la dynamique saisonnière pour les paramètres physico-chimiques. Cette évolution peut parfois se traduire par un effet de décalage dans le temps, par un amortissement de la variabilité temporelle, ou au contraire son accentuation. L'amplitude du signal est également souvent affectée. En présence de plusieurs retenues, ces évolutions, atténuations/amplifications, sont à raisonner à l'échelle du paysage et leurs conséquences sur les organismes évaluées.

L'expertise a mis en évidence la nécessité de prendre en compte **les temps longs** dans l'analyse, qu'il s'agisse de l'ajustement morphologique des cours d'eau, de la mobilité de certains éléments chimiques stockés comme le phosphore, les ETM ou les pesticides, ou l'évolution des populations des organismes liés au milieu aquatique. Ces processus sont en effet susceptibles de s'exprimer sur plusieurs dizaines d'années. De la même façon, l'évolution conjointe de l'emprise des retenues sur le bassin, des usages des sols (occupation du sol, pratiques agricoles), et du fonctionnement du bassin versant qui en résulte, à la fois en terme de comportement hydrologique et d'exportation de sédiments, de nutriments ou de polluants est un phénomène qui doit s'exprimer sur des échelles de temps moyennes à longues. Toujours sur le temps long, il existe visiblement des effets d'héritage, c'est-à-dire que la disparition des retenues n'implique pas nécessairement la disparition immédiate de leurs impacts, qui semblent au contraire pouvoir perdurer parfois plusieurs décennies voire siècles. Toutes ces questions relatives aux temps longs ne sont quasiment pas abordées dans la littérature.

En lien avec cette notion de durée et d'évolution sur les temps longs, il apparait nécessaire de revenir périodiquement sur les évaluations d'effets cumulés, afin de les actualiser en intégrant les évolutions constatées des déterminants du fonctionnement du bassin (notamment l'évolution des usages des sols, mais aussi s'il y a lieu du climat) et l'évolution de l'état du milieu aquatique : **l'évaluation des effets cumulés doit être un processus itératif.**

Des besoins de données et de recherche en suspens

L'expertise n'a pas pu mettre en évidence d'indicateurs d'effets cumulés ou de seuils (tels que par exemple de densité de retenues) qui seraient applicables en l'état pour déterminer si un bassin est ou non déjà trop équipé en retenues. Elle a par contre permis d'identifier des métriques qu'il apparait important d'inclure dans des études génériques d'impact et d'évaluation d'effets cumulés, comme par exemple les variations longitudinales de proportions des différentes classes d'invertébrés. Ceci permettrait d'identifier des discontinuités ou des gradients dans ces métriques le long du réseau hydrographique, pour mieux caractériser l'effet des retenues sur ces composantes en fonction du contexte, et pouvoir à terme aller jusqu'à une démarche prédictive.

Le besoin d'acquisition de données a été identifié à deux niveaux, complémentaires :

(i) un effort sur la caractérisation des retenues (taille, morphologie, position dans le bassin versant et par rapport au cours d'eau, usage, mode de restitution de l'eau) doit être réalisé et les données capitalisées, comme cela avait déjà été souligné au cours de la phase exploratoire de l'expertise. En effet, si cet effort a déjà été réalisé sur certains bassins, il n'est pas achevé partout. Les techniques de télédétection offrent dans ce domaine des solutions qui évoluent très rapidement ; leur utilisation demande toutefois des moyens et des compétences qui ne sont pas toujours disponibles dans le domaine opérationnel;

(ii) il est nécessaire de continuer à alimenter les connaissances sur les relations cause-effet des retenues sur les différentes caractéristiques fonctionnelles du cours d'eau, celles-ci n'étant pour l'instant que partielles dans le contexte hexagonal. En particulier, il apparait nécessaire **d'étudier de façon conjointe l'ensemble des caractéristiques fonctionnelles, leurs interactions et leur réponse à la présence de retenues sur quelques bassins versants « atelier » aux caractéristiques contrastée**s. Seule une telle démarche semble à même de permettre d'élaborer un ensemble organisé et quantifié de connaissances sur l'effet cumulé des retenues sur l'ensemble des caractéristiques fonctionnelles des cours d'eau, et de permettre ainsi d'aboutir au développement de modèles, d'outils et d'indicateurs validés, transposables dans des contextes proches et qui pourront contribuer à une prise de décision éclairée. Les études déjà existantes sur les réseaux de lacs, zones humides, grandes retenues ou mares pourront fournir des éléments

méthodologiques, ainsi que suggérer des indicateurs dont l'adaptation au contexte des retenues peut être utile. Par ailleurs, l'expertise n'a pas permis de progresser dans les connaissances relatives à l'influence du mode de gestion des retenues sur leurs effets. Ainsi, bien que les résultats de la phase exploratoire aient conduit à supposer une forte influence du mode de gestion (existence ou non d'un débit réservé, mode de restitution de l'eau –surverse ou prise de fond-, dynamique de prélèvement –liées à l'occupation du sol et aux pratiques agricoles-, pratique de la substitution des prélèvements), la bibliographie est restée muette sur cet aspect. L'acquisition de données de référence sur ce point est donc essentielle.

Le recours à la modélisation apparait nécessaire pour formaliser et organiser les connaissances et permettre d'investiguer des scénarios, relatifs à l'implantation de retenues et à leur gestion par exemple, ou pour explorer la variabilité interannuelle des situations sur un bassin. La démarche de modélisation est confrontée à la difficulté classique d'adéquation entre données disponibles et niveau de sophistication nécessaire pour les modèles à mobiliser. Ainsi, on a vu par exemple que plusieurs types de modèles hydrologiques existent, différant notamment par la représentation de la spatialisation des retenues qui leur est associée. Les conclusions relatives aux autres caractéristiques fonctionnelles de l'hydrosystème abordées dans cette expertise (écologie, physico-chimie, …) suggèrent qu'une approche complètement distribuée serait utile, pour pouvoir rendre compte des interactions entre les différentes retenues. Les résultats de l'expertise ne permettent pas pour l'instant de déterminer quel type de modélisation il est nécessaire de mettre en œuvre selon les contextes. L'utilisation de différents types de modèles et l'évaluation des incertitudes associées, sur des bassins où les données disponibles permettent cet exercice, semble nécessaire pour progresser dans cette démarche.

Echelles de temps et d'espace : deux notions clés pour l'évaluation des effets cumulés.

Les échelles spatiale et temporelle auxquelles mener l'évaluation d'effets cumulés doivent permettre d'englober l'ensemble des effets attendus. Du point de vue de l'échelle spatiale, des considérations théoriques sur les évaluations d'effets cumulés insistent, comme cela avait été suggéré à l'issue de la phase exploratoire, sur l'intérêt de mener une démarche **à deux échelles emboitées,** permettant de considérer avec plus d'attention certaines zones du bassin, plus sensibles ou a priori sujettes à une pression plus forte, tout en ayant une vision d'ensemble du fonctionnement du bassin. Par exemple, selon cette proposition, une **étude relative à un projet donné** s'appuierait sur une **étude préalable, réalisée à l'échelle du grand bassin englobant** (échelle du SAGE par exemple), et qui permettrait de caractériser globalement son fonctionnement hydrologique, d'identifier les zones où les enjeux biologiques, de qualité de l'eau, d'usages, sont importants, ainsi que celles où les pressions qui s'exercent (prélèvements en eau, occupation du sol, autre type de pression anthropique) sont fortes. Des études plus poussées pourraient être menées sur ces zones fragilisées. L'étude relative à un nouveau projet s'appuierait sur ces éléments de contexte, qui permettraient de mieux cerner les méthodes à mettre en œuvre et les enjeux à considérer.

Certains effets peuvent s'exprimer sur des temps longs, comme l'ajustement géomorphologique des cours d'eau, le stockage-relargage du phosphore ou de certains contaminants, ou l'évolution de certaines populations, selon la dynamique des espèces considérées. Ils peuvent aussi s'exprimer à des échelles spatiales larges, avec notamment des apports réduits d'eau et de sédiments jusqu'à la mer ou l'émission de GES à l'échelle planétaire : si une étude d'effets cumulés relative à un ensemble de projets donnés ne peut aller jusqu'à ces échelles, il convient toutefois de ne pas négliger ces aspects.

La question de l'échelle renvoie à celle de la gouvernance. Les études convergent sur l'importance qu'une évaluation d'effets cumulés soit menée par une entité exerçant à une échelle dépassant celle des projets considérés. Ceci permet d'assurer, sur une vaste zone, la transparence et l'homogénéité du choix des composantes de l'environnement que l'on souhaite préserver, ainsi que des métriques et seuils utilisés pour déterminer si les effets sont acceptables. Une telle démarche permet aussi une acquisition de données de façon harmonisée, gage qu'elles pourront être capitalisées, partagées et remobilisées.

L'expertise s'est focalisée sur les effets cumulés des retenues sur l'environnement. Elle n'a pas traité les dimensions économique et sociale associées à leurs usages. Les résultats permettent d'alimenter l'étude des usages, services et dys-services écosystémiques associés à l'hydrosystème modifié par les retenues, et ainsi d'objectiver l'évaluation de l'intérêt global de ces ouvrages sur un bassin versant, qui inclut les dimensions économique et sociale.

GLOSSAIRE

Accrétion : Accumulation de sédiments

Ajustement d'un cours d'eau : Modification de la forme d'un tronçon fluvial sous l'effet d'un changement de facteurs de contrôles externes (débit solide ou liquide) ou interne (colonisation végétale)

Barrage : Obstacle artificiel au moyen duquel on crée une retenue d'eau, généralement en coupant un cours d'eau

Diversité alpha : Nombre d'espèces présentes dans un habitat uniforme de taille fixe à un temps donné. Elle correspond à la diversité à l'échelle locale (par exemple station, maille, …)

Diversité bêta : Taux de variation de la composition en espèces entre différentes localités (stations, mailles,…) au sein d'une zone géographique donnée..

Diversité gamma : Nombre d'espèces présentes dans une aire géographique large. Elle correspond donc à la diversité à l'échelle régionale et dépend à la fois de la diversité alpha (le nombre moyen d'espèces à l'échelle d'une localité) et de la diversité bêta (la variation des espèces rencontrées entre les différentes localités de la région).

Charge de fond : Sédiments grossiers constitutifs du lit d'un cours d'eau et dont le transport se produit par roulage ou charriage des particules sur le fond du lit

Eddy Covariance : Mesure de l'évaporation par mesure des flux turbulents verticaux au niveau de la surface évaporatoire

Etang : Étendue d'eau stagnante, naturelle ou artificielle, généralement de dimensions et de profondeur plus faibles qu'un lac

Evapotranspiration potentielle : définie par « l'évaporation d'une pelouse rase suffisamment étendue, en bon état et convenablement alimentée en eau ». **L'évapotranspiration réelle** est la quantité d'eau transférée vers l'atmosphère, par l'évaporation au niveau du sol et par la transpiration des plantes. L'évapotranspiration réelle est la quantité d'eau effectivement évapotranspirée, compte tenu du couvert végétal et de la quantité d'eau disponible, par opposition à l'évapotranspiration potentielle,

Exhaussement : Elévation topographique du fond du chenal ou de la plaine alluviale sous l'effet du dépôt de sédiments

Fitness (ou valeur sélective) : Capacité d'un organisme (et par extension d'une population) à maintenir sa biomasse sur plusieurs générations. Elle permet par exemple de mesurer le succès reproducteur d'un génotype d'après ses variations de fréquence dans une population d'une génération à l'autre.

Hydrochorie : Modes de dispersion des graines des végétaux ou des diaspores se faisant grâce à l'eau.

Hydropériode : Patron saisonnier des niveaux d'eau dans une zone humide. Elle décrit principalement la période au cours de laquelle un milieu humide est couvert d'eau.

Incision : Abaissement topographique du fond du chenal ou du fond de vallée sous l'effet de l'ablation de sédiments

Limnophiles : Organismes qui affectionnent les eaux calmes ou stagnantes.

Lithophiles : Organismes qui pondent leurs oeufs sur un substrat minéral de type galets / graviers

Mare : Milieu aquatique stagnant généralement peu étendu et peu profond, avec une végétation bien développée résultant d'une richesse en matière organique.

Métacommunauté : ensemble de communautés locales contenues dans une région biogéographique étendue, susceptibles d'échanger des espèces à une échelle régionale. Autrement dit, une méta-communauté intègre l'ensemble des méta-populations présentes dans un paysage donné.

Métapopulation : concept écologique qui définit un ensemble de populations d'individus d'une même espèce séparées spatialement ou temporellement et étant interconnectées par la dispersion.

Pan-évaporation ou évaporation sur des bacs de classe A : évaporation d'un volume d'eau soumis uniquement aux contraintes météorologiques locales. Cette évaporation se distingue donc d'une 2vapotranspiration Potentielle (ETP) qui correspond à l'évapotranspiration d'un sol couvert de gazon non limité par l'eau. La norme pour mesurer la pan-évaporation est d'utiliser des bacs de classe A. Bien qu'il s'agisse d'une mesure d'évaporation en eau libre, la pan-évaporation se distingue de l'évaporation d'une retenue car les paramètres micrométéorologiques sont influencés par l'environnement immédiat du bac.

Plan d'eau : Toute surface en eau lentique, d'origine naturelle ou anthropique

Psychrophile : Organismes dont la distribution spatiale est limitée par les températures élevées. Leur température optimale de croissance est inférieure à 20°C (parfois 15°C pour les macro-invertébrés benthiques).

Q10, Q90 : Q10 : débit dépassé 10% du temps ; Q90 : débit dépassé 90% du temps

Réserve : retenue d'eau d'origine artificielle, construite en dehors du cours d'eau et alimentée par pompage dans la nappe ou la rivière

Retenue : Toute surface en eau lentique, d'origine anthropique

Rétraction : diminution de la largeur du lit mineur (ou de la bande active) d'un cours d'eau

Rhéophile : Organismes qui affectionnent les habitats soumis à des vitesses de courant élevées.

Richesse, ou richesse spécifique : désigne le nombre d'espèces présentes dans un milieu donné. Mesure la plus simple de la biodiversité de tout ou partie d'un écosystème.

Scintillométrie : Technique de mesure de l'évapotranspiration par détermination du flux de chaleur latente, basée sur la scintillation d'un faisceau électromagnétique passant à travers l'atmosphère.

Structure taxonomique (ou structure spécifique si on examine la structure d'une communauté décrite de manière homogène au niveau « espèce ») : désigne une organisation numérique du peuplement. Celle-ci traduit un type d'organisation biologique, qui a des implications écologiques en termes de fonctionnement ou de nature des interactions.

Thermophiles : Organismes ayant besoin d'une température élevée pour se développer

VCN3, VNCx : Débit minimal ou débit d'étiage enregistré pendant 3 (ou x) jours consécutifs

SIGLES ET ACRONYMES

ASPT : Average Score Per Taxon

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BV : Bassin-Versant

CACG : Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne

CAMS : Catchment Abstraction Management Strategy

CEAM : Cumulated Effect Assessment and Management

CEC : Cumulative Environmental Change

CEQ : Council on Environmental Quality

CLE : Commission Locale de l'Eau

COD : Carbone Organique Dissous

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DD : Discontinuity Distance

DE : Discriminatory Efficiency

DEB : Direction de l'Eau et de la Biodiversité

DMB : Débit Minimum Biologique

DOE : Débit d'Objectif d'Etiage

DDT : Direction Départementale des Territoires

DMF : Decision Making Framework

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

ETM : Eléments Traces Métalliques

EPT : Ephéméroptères, Plécoptères, Trichoptères

ESCo : Expertise Scientifique Collective

ETP : Evapo Transpiration Potentielle

EVHA : Evaluation de l'Habitat

GES : Gaz à Effet de Serre

I2M2 : Indice Invertébré Multimétrique

IBD : Indice Biologique Diatomées

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique

IPR : Indice Poissons Rivière

IRSTEA : Institut de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

LEMA : Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques

MEEM : Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer

MES : Matières En Suspension

MNT : Modèle Numérique de Terrain

MO : Matière Organique

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

OUGC : Organisme Unique de Gestion Collective

PI : Intensité de la perturbation

RCC : River Continuum Concept

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SDAGE : Schéma Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SDC : Serial Discontinuity Concept

SIG : Système d'Information Géographique

SRP : Soluble Reactive P

SYRAH-CE : SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'Eau

VCN : Débit minimal sur N jours consécutifs

ZRE : Zone de Répartition des Eaux

ANNEXES

ANNEXE I : NOTE DE PROJET DE L'EXPERTISE COLLECTIVE SUR L'IMPACT CUMULE DES RETENUES

Contexte

En 2008, une réforme visant à résorber les déficits quantitatifs dus aux prélèvements d'eau a été introduite. Dans tous les bassins en déficit quantitatif, il a été demandé aux préfets de déterminer **le volume prélevable**, tous usages confondus, garantissant le bon fonctionnement des milieux aquatiques correspondants et donc le respect **huit années sur dix des débits objectifs d'étiage (DOE)**, et de réviser les autorisations de prélèvement pour que le volume total autorisé soit au plus égal au volume prélevable d'ici fin 2014, 2017 ou 2021 selon les bassins.

Une circulaire du 3 août 2010 relative à la résorption des déséquilibres quantitatifs en matière de prélèvements d'eau a précisé que le retour à l'équilibre quantitatif dans les bassins à écart important (écart entre le volume prélevé en année quinquennale sèche et volume prélevable supérieur à un seuil de l'ordre de 30%) reposerait sur un ensemble de mesures visant à **encourager les économies d'eau et à créer, sous certaines conditions, de nouvelles ressources (c'est-à-dire des retenues)**.

Dans certains bassins (en particulier Adour Garonne, Loire Bretagne et Rhône Méditerranée et Corse), l'aboutissement de la réforme de la gestion quantitative de l'eau est conditionné à la mise en place de nouvelles **réserves de substitution**. Celles-ci sont envisagées dans des bassins versants qui sont en général déjà pourvus d'une grande variété d'ouvrages installés directement sur les cours d'eau ou à proximité : retenues collinaires alimentées par le ruissellement des eaux et déconnectées des cours d'eau, retenues construites sur les cours d'eau, réserves situées hors cours d'eau et alimentées par pompage en rivière ou dérivation ou nappe, etc. Seuls les ouvrages déconnectés des cours d'eau et remplis en dehors de la période de tension par pompage en rivière ou nappe sont considérés comme des réserves de substitution.

A la demande des services déconcentrés de l'Etat et des acteurs directement concernés, la direction de l'eau et de la biodiversité a publié en novembre 2011 un guide dont l'objectif est d'apporter un appui juridique propre à éviter les erreurs de procédure portant sur la légalité externe (forme et procédure) dans les dossiers de construction de retenues. Ce guide rappelle que la notice d'incidence à fournir par le pétitionnaire dans son dossier de **déclaration ou d'autorisation doit prendre en compte l'impact cumulé des ouvrages en projet**. Cette obligation est également précisée à l'article R122-5 du code de l'environnement (modifié par le décret n°2011-2019 du 29 décembre 2011 relatif aux études d'impact). Le guide précise également que certains **SDAGE ont pris des dispositions demandant aux services de l'Etat de s'assurer que l'impact cumulé de l'ensemble des retenues présentes sur un bassin est bien pris en compte lors de l'instruction du projet**. La compatibilité du projet avec le SDAGE pourra donc nécessiter une évaluation de l'impact cumulé du ou des projets de retenues avec les retenues déjà existantes dans le bassin concerné.

A l'heure actuelle, la question de l'impact cumulé d'ouvrages de stockage successifs sur un même bassin versant est mal appréhendée tant par les services chargés de l'instruction des projets d'ouvrages que par les pétitionnaires eux-mêmes. **Aucune méthodologie n'a jusqu'à présent été mise en place au niveau national mais le sujet prend de l'ampleur dans le cadre de la réforme des volumes prélevables**. La question devient d'autant plus cruciale que les dernières études disponibles sur l'évaluation des impacts du changement climatique montrent que celui-ci aura des impacts significatifs sur les régimes hydrologiques des cours d'eau et par conséquent sur le remplissage des ouvrages. Le changement climatique et le recul prévu de la limite d'enneigement risquent également de conduire à un accroissement du nombre des retenues pour neige de culture, dont l'impact sur le milieu pourrait devenir significatif dans les zones de montagne.

Objectif de l'expertise

L'expertise a pour objectif de mettre à disposition des éléments méthodologiques opérationnels permettant d'améliorer la qualité des procédures d'instruction :

- Améliorer les notices d'incidence et études d'impact élaborées par les pétitionnaires en vue d'évaluer l'impact cumulé généré par leur projet de retenue, compte-tenu des ouvrages similaires déjà existants dans le bassin versant concerné. Il s'agit de définir des éléments méthodologiques permettant d'améliorer ces documents en tenant compte, si c'est pertinent, des contextes hydrogéographiques qui seront à organiser selon une typologie.
- Améliorer et faciliter l'évaluation par les services de police de l'eau de la qualité et de la pertinence des notices d'incidence et des études d'impact produites par le pétitionnaire, dans le cadre de son dossier de déclaration ou d'autorisation, en définissant notamment des critères d'analyse à prendre en compte.

L'un des enjeux essentiels de l'instruction des dossiers de création de retenues d'eau est de garantir la non-dégradation de la qualité des masses d'eau, obligation instaurée par la directive cadre sur l'eau. Le commanditaire de l'expertise, la Direction de l'Eau et de la Biodiversité souligne qu'il ne s'agit pas de définir des potentiels d'équipement par bassin versant ni de donner des recommandations sur la gestion de la ressource.

Dans ce cadre, l'expertise sera centrée sur les connaissances, les moyens et méthodes de caractérisation et de quantification de l'impact supplémentaire engendré par la création d'une nouvelle retenue sur des bassins versants pouvant déjà être équipés de nombreuses retenues. Il s'agira donc de définir de quelle manière il est possible d'appréhender l'impact cumulé engendré par une nouvelle retenue, en tenant compte des impacts cumulés des retenues déjà existantes à l'échelle d'un bassin versant (aire de gestion cohérente des processus), sans limitation a priori sur la taille des bassins pouvant être considérés. L'expertise donnera donc également des éléments pour appréhender l'impact des retenues déjà présentes sur un bassin versant.

L'expertise n'a pas comme objectif d'aller jusqu'à l'élaboration de modèles de cahiers des charges ou d'outils directement opérationnels d'évaluation de l'impact cumulé (modèles). L'expertise permettra par contre de définir les champs de recherche et de développement nécessaire à développer pour élaborer ce type d'outil. De plus, elle rassemblera et mettra en perspective les éléments méthodologiques déjà mobilisables, probablement en s'appuyant sur une typologie des principaux milieux et situations rencontrés.

L'expertise devra permettre également d'apporter des éléments de préconisations nécessaires à l'élaboration des SAGE et autres documents de planification concernant les politiques à mener sur la création de nouvelles retenues.

Les impacts à prendre en compte concernent la totalité du cycle de vie de la retenue : construction, fonctionnement et entretien. Le champ de l'expertise doit couvrir les différents types d'impact en lien avec les différentes composantes du fonctionnement de l'état des masses d'eau prises en compte dans l'évaluation de l'état des eaux dans le cadre de la DCE :

- la physico-chimie (notamment nutriments, polluants et température)
- l'hydromorphologie (régime hydrologique, continuité sédimentaire et biologique, morphologie)
- la biologie (poissons, macro-invertébrés, flore, phytoplancton).

Les méthodes permettant d'évaluer les aspects relatifs à la sécurité des ouvrages existent déjà, et ce champ ne sera pas considéré dans l'expertise.

Tous les types de retenues déjà construites ou dont la construction est envisagée sont à considérer : notamment, les retenues directement sur le cours d'eau ou en dérivation, les retenues collinaires alimentées par ruissellement, les réserves de substitution alimentées par des pompages durant l'hiver en cours d'eau ou en nappe et probablement les retenues pour neige de culture (l'intégration de ces dernières sera soumise à réflexion).

Pilotage de l'expertise

La mise en œuvre de l'expertise est confiée à Irstea qui l'organise en partenariat étroit avec l'Inra et en lien avec l'Onema. Dans ce cadre, le pilotage de l'expertise est confié à une chercheuse d'Irstea : Nadia Carluer.

L'Irstea et l'Inra mettent en commun leurs compétences et mettent à disposition des moyens humains nécessaires au bon déroulement de l'expertise afin notamment de constituer une équipe projet mixte permettant de faciliter le travail des experts (travail bibliographique, mise à disposition et archivage des documents, soutien logistique des réunions visite et échange, animation du groupe d'expert) et de garantir le suivi des règles de l'expertise.

Un calage entre les deux établissements est nécessaire afin de garantir une homogénéisation des procédures.

Les coûts de l'expertise sont pris en charge par Irstea sur la base d'un bilan financier provisionnel (frais de logistique des différents groupes et mobilisation des agents de l'équipe projet) dans le cadre de la convention Irstea-Onema.

Organisation de l'expertise

L'expertise est organisée autour de 4 comités selon un schéma classique d'expertise collective.

1 - Un comité de pilotage dont le rôle est:

- de garantir le bon déroulement de l'expertise conformément à la commande et à ses objectifs ;
- de s'assurer de l'adéquation des compétences réunies dans le groupe d'experts avec les objectifs de l'expertise ;
- de faciliter le travail des experts au sein de leur institution ;
- de définir les modalités de diffusion et de communication des résultats de l'expertise.

Ce comité est constitué de représentants des institutions en charge de l'expertise (Irstea, Inra et ONEMA) et du commanditaire (DEB du Ministère en charge de l'environnement). Ce groupe de pilotage se réunit au moment des étapes clefs de l'expertise et à la demande du pilote de l'expertise.

2 - Une équipe projet regroupe les personnes qui accompagnent le pilote du projet ; son rôle est :

- d'animer le groupe d'expertise en lien avec le pilote du groupe d'experts ;
- de procéder aux travaux bibliographiques nécessaires à l'expertise ;
- d'organiser les réunions et échanges du groupe d'experts et suivre leurs travaux ;
- de fournir la documentation assurant l'adéquation des compétences réunies dans le groupe d'experts avec les objectifs de l'expertise ;
- d'organiser et de mettre en œuvre la diffusion et la communication des résultats de l'expertise.

L'équipe projet est constituée d'un ingénieur de recherche, d'un ingénieur d'études et de plusieurs documentalistes.

3 - **Un comité d'experts** (Cf. annexe) dont le rôle est d'élaborer les différents rapports d'expertise.

Ce comité d'experts est constitué d'un ensemble de spécialistes de différentes disciplines, présentant une forte composante en recherche appliquée. Afin de traiter de l'ensemble de la problématique, le comité d'experts réunira l'ensemble des compétences nécessaires (Cf. annexe).

Chaque expert sera mandaté et recevra pour ce faire une lettre de mission.

4 - Un comité de suivi dont les objectifs sont :

- de veiller à la prise en compte de l'ensemble des enjeux opérationnels au démarrage de l'expertise ;
- de veiller à la complétude du rapport final du point de vue opérationnel ;
- de veiller à la lisibilité et l'opérationnalité du rapport final.

Ce comité de suivi sera constitué de personnes qualifiées issues des services de l'Etat et des établissements publics concernés par la problématique de la création des retenues, notamment en lien avec l'instruction des dossiers de demande de déclaration et/ou d'autorisation, l'élaboration des SDAGE et des SAGE :

- représentants du ministère en charge de l'écologie, direction de l'eau et de la biodiversité, commanditaire de cette expertise ;
- représentants des services déconcentrés du ministère en charge de l'écologie (DDT, DREAL), représentants des Agences de l'Eau, particulièrement concernées par cette problématique notamment les Agences Adour-Garonne, Loire Bretagne et Rhône Méditerranée et Corse ;
- représentants de l'Onema (DG, DiR et SD).

Déroulement et calendrier de l'expertise

Sans préjuger des réflexions qui seront conduites par le comité d'experts, plusieurs éléments méthodologiques paraissent indispensables à mettre en œuvre afin d'obtenir des résultats les plus opérationnels possible :

- exploiter au maximum des exemples de bassins équipés présentant suffisamment de données permettant le retour d'expérience ;
- partir de cas représentatifs, afin d'obtenir des résultats facilement généralisables. A cette fin, une typologie des cas les plus souvent rencontrés pourra être constituée en fonction des différents types d'ouvrage existant (associé à des modes de gestion notamment) et des différents contextes bio-géographiques dans lesquels sont rencontrés la plus grande majorité des cas (bassin Adour-Garonne, bassin Rhône-Méditerranée-Corse et une partie du bassin Loire-Bretagne) ;
- procéder à des interviews des parties prenantes et d'acteurs de la gestion. Ces interviews permettront d'intégrer dans la réflexion les parties prenantes et notamment les pétitionnaires et les bureaux d'étude mandatés pour élaborer les dossiers.

Afin d'avoir une vision exhaustive à la fois des aspects scientifiques et des aspects opérationnels, l'expertise se déroulera en 3 phases qui feront chacune l'objet d'un ou plusieurs documents. Ces phases s'alimenteront successivement :

Période préalable *(février à août 2014) : acclimation du pilote à la problématique, premiers contacts avec des opérationnels. Identification des experts.*

Phase 1 (septembre2014 – avril 2015) : cette phase correspond à une phase exploratoire des questions opérationnelles. Elle a comme objectif de circonscrire l'ensemble des interrogations en se basant notamment sur des échanges avec les gestionnaires / acteurs opérationnels et l'analyse des pratiques déjà mise en œuvre et de la littérature opérationnelle disponible. Au final le rendu doit expliciter, au regard de la problématique et des pratiques déjà existantes, les éléments méthodologiques que l'on peut considérer comme acquis, les incertitudes et les points qui font divergence. Ce rendu doit permettre également de mettre en avant les bonnes pratiques. Cette phase doit enfin permettre de définir les champs scientifiques à investir pour progresser dans l'élaboration d'éléments méthodologiques dans les domaines où les acquis ne sont pas suffisants et ainsi de préparer la deuxième phase (élaboration des requêtes bibliographiques). Ce rendu présentera donc des premiers éléments opérationnels, mais sans analyse complète de la bibliographie internationale existante.

Phase 2 (avril 2015 – mars 2016) : cette deuxième phase correspond à la mise en œuvre d'une expertise collective scientifique classique. Elle consiste à définir les acquis scientifiques et les champs de recherche nécessaires à développer sur la base de l'analyse de la bibliographie scientifique internationale. Cette phase est organisée sur la base des résultats de la première phase et permettra d'alimenter la dernière phase. Le rendu de cette phase correspond à un état de l'art de la recherche sur les différents points d'incertitude et de controverse identifiés lors de la première phase.

Phase 3 (mars 2016 – décembre 2016) : cette troisième et dernière phase correspond à la constitution du document final. Il s'agit de concevoir un document le plus opérationnel possible, supporté par une analyse scientifique. Ce document devra au final faire le point sur :

- les bonnes pratiques déjà existantes ;
- les outils déjà existants pouvant être adaptés simplement pour répondre aux besoins ;
- les éléments de méthode pouvant améliorer les études d'impacts et leurs instructions ;
- les champs du savoir encore incertains ;
- des pistes de recherche et développement à développer permettant d'améliorer les pratiques à différentes échelles de temps.

Les rendus de l'expertise et leur diffusion

La première phase de l'expertise fera l'objet d'un seul rapport qui aura pour objectifs de faire le point, du point de vue opérationnel, sur les acquis, les méthodes mobilisables et les méthodes mises en œuvre pour aborder l'impact cumulé des retenues dans les études d'impact ou notices d'incidence. Il visera aussi à identifier les connaissances qu'il sera nécessaire d'approfondir en deuxième phase ainsi que les domaines qu'il sera utile d'investir pour pouvoir ensuite élaborer des éléments méthodologiques qui permettront d'avancer sur cette problématique. La deuxième phase fera, quant à elle, l'objet de deux rendus différents, le premier correspondant au rapport complet de l'ESCo, compilant les résultats des lectures menées par les experts dans chaque discipline et le second correspondant à un rapport de synthèse reprenant les points essentiels ressortant de ces lectures. Enfin, la troisième et dernière phase impliquera la rédaction d'un rapport proposant des éléments méthodologiques à destination des opérationnels.

Les modalités de diffusion de ces documents (ampleur, support, forme et accompagnement) ou d'extraits de documents devront être définies à l'issue de chaque phase. Une attention particulière sera portée à la diffusion des rendus de la phase 1 qui, par construction, pourront intégrer des résultats encore préliminaires.

Le rendu final fera l'objet de colloques de restitution dont le premier, ouvert à la société civile, avec une mise en débat des résultats, se déroulera à la fin de la deuxième phase. Trois autres séminaires de restitution régionaux à destination des opérationnels et bureaux d'étude pourront être organisés à la fin de la troisième phase dans chacun des grands bassins des trois Agences de l'eau les plus concernées (Loire-Bretagne, Adour-Garonne, Rhône-Méditerranée et Corse).

Annexe : Constitution du comité d'experts

Le comité d'experts est composé de spécialistes de différentes disciplines, présentant une forte composante en recherche appliquée. Afin de traiter de l'ensemble de la problématique, le comité d'experts réunira des compétences en :

Hydrologie des cours d'eau : le ou les experts doivent pouvoir appréhender dans quelle mesure les régimes hydrologiques sont altérés à l'échelle des bassins versants, par la gestion des différents types de retenues (phase de remplissage et phase de vidange notamment). Cette altération doit être évaluée en regard du fonctionnement physico-chimique, biologique et de la dynamique hydromorphologique des cours d'eau d'un bassin versant, avec les spécialistes correspondants. Le ou les experts doivent être capables de comprendre et prendre en compte les différents enjeux relatifs au fonctionnement des cours d'eau. Une attention particulière est à porter sur le lien entre hydrologie et morphologie, ainsi qu'entre hydrologie et habitat aquatique.

Mot clefs : hydrologie, bassin versant, régime des débits, ruissellement, variabilité, modélisation, étiage, crue, bassins versants ruraux, impact milieux, hydraulique, habitat.

Hydrogéologie : le ou les experts doivent être capable de faire le lien, à l'échelle d'un bassin versant, entre l'évolution à court et moyen termes de l'état des nappes, et les différents impacts entrainés directement et indirectement par le fonctionnement des retenues (pompage direct dans la nappe, interception d'une partie du ruissellement, écrêtage de crue notamment).

Mot clefs : hydrogéologie, bassin versant, ruissellement, variabilité naturelle des nappes, remplissage des nappes, modélisation, bassin versant ruraux, étiage, crue.

Physico-chimie des cours d'eau et des plans d'eau : le ou les experts doivent être capables d'analyser les différents processus physico-chimiques se déroulant au sein des retenues après leur remplissage. Il doit pouvoir aussi caractériser les différents impacts sur la physico-chimie, et notamment la température, les concentrations en nutriments, en MES et différents polluants (phytosanitaires) des cours d'eau entrainés par une évolution des régimes des débits des cours d'eau. Il doit aussi pouvoir évaluer la contribution de ces retenues à l'émission de gaz à effet de serre.

Mots clefs : chimie, cycles biogéochimiques, température, nutriments, matière organique, phytosanitaire, GES, hydrologie, retenue, plan d'eau

Ecotoxicologie : le ou les experts doivent être capables de faire le lien entre l'évolution de la biodisponibilité des contaminants dans le milieu aquatique induite par les retenues (phase liquide, sédiment, dans les retenues et à leur aval, en fonctionnement courant et en phase de vidange) et leur effet écotoxicologique sur les organismes aquatiques.

Mots clefs : écotoxicologie, contaminant, sédiment, biodisponibilité, hydrologie, retenue.

Hydromorphologie et transport solide en cours d'eau : le ou les experts doivent être capables de définir de quelle manière la dynamique hydromorphologique (transport sédimentaire, érosion, sédimentation) peut être impactée par le fonctionnement de retenue sur un bassin versant. Le lien devra être fait entre l'évolution des régimes des débits entrainés par le fonctionnement des retenues, l'hydraulique des cours d'eau et l'état de la morphologie de ces derniers. L'évolution à moyen et long termes des habitats entrainée par l'évolution des régimes hydrologiques (du ruissellement au régime des débits) et des équilibres hydro-sédimentaires (érosion/sédimentation) devra pouvoir être prise en compte à l'échelle d'un bassin versant.

Mots clefs : hydromorphologie, transport sédimentaire, habitat, crue, crue morphogène, ruissellement et érosion

Ecologie : le ou les experts doivent pouvoir appréhender les réponses des compartiments biologiques à l'évolution des régimes hydrologiques, du fonctionnement hydromorphologique et des caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau, à court et moyen termes, entrainés par la gestion des retenues. Les compartiments biologiques à prendre en compte sont en premier lieu les poissons, les macro-invertébrés et la flore (macrophytes). Les impacts sur les espèces protégées et leur habitat devront être également pris en compte, notamment pour les zones ennoyées par la mise en place de la retenue. Il est essentiel de pouvoir appréhender le lien hydrologie/hydraulique/habitat/compartiment biologique. Au-delà de l'impact local sur l'habitat, la notion de continuité écologique en cours d'eau devra également être considérée, qu'il s'agisse des espèces locales, migratrices ou invasives.

Mots clefs : habitat poisson, macro-invertébrés, flore, température, hydraulique, modélisation, cycle biochimique, continuité écologique, espèces invasives, espèces migratrices

Agronomie : le ou les experts doivent être en mesure de comprendre les déterminants de l'usage et de la gestion des retenues pour l'agriculture. Il est également nécessaire d'être en capacité d'appréhender le ruissellement des eaux sur les bassins versants et notamment sur des champs cultivés.

Mots clefs : ruissellement, gestion des retenues, irrigation, assolement, cultivars, stress hydrique, nutriments, phytosanitaires.

Sociologie : le ou les experts doivent être en mesure d'appréhender les enjeux sociologiques liés aux développements des retenues dans les bassins et d'éclairer la façon dont des groupes d'acteurs réagissent face aux projets d'aménagement.. Cet aspect peut se révéler indispensable, lorsque les autorisations sont soumises à enquête publique ou lors de la consultation des communes et des commissions locales de l'eau.

Mots clefs : sociologie des mobilisations, agriculture,.

Pour la plupart des disciplines, il est souhaitable d'être en mesure d'appréhender les différents processus à la fois à l'échelle des aménagements et celle d'un bassin versant dans sa totalité. Les principaux liens et interactions entre les différents processus doivent pouvoir être prises en compte, il est donc nécessaire que les experts soient en capacité d'interagir avec des champs disciplinaires autres que les leurs. Une bonne connaissance du fonctionnement des petits et moyens bassins versant à dominante rurale devra pouvoir être mobilisée, l'impact des retenues se faisant expressément sentir sur ces types de bassin. Il est essentiel que les experts puissent porter un regard opérationnel sur ces questions, l'objectif étant de produire des éléments de méthode directement utilisables par les acteurs impliqués dans l'élaboration et l'instruction des autorisations.

ANNEXE II : LISTE DES EXPERTS

Nom Prénom	Affiliation	Statut	Thématique
BABUT Marc	Irstea Lyon-Villeurbanne - UR MAEP - Laboratoire d'écotoxicologie	ICPEF	Ecotoxicologie (micropolluants, composés émergents, bioaccumulation…)
BELLIARD Jérôme	Irstea Antony / UR Hydrosystèmes et bioprocédés.	Ingénieur de recherche	Ecologie des systèmes aquatiques, écologie des communautés, bioindication
BERNEZ Ivan	UMR ESE0985 Inra-Agrocampus Ouest	Ingénieur de recherche	Ecologie de la restauration / Ecologie des communautés
BURGER-LEENHARDT Delphine	INRA - UMR 1248 Agir - Département SAD	Directrice de recherche	Agronomie du territoire, agronomie des systèmes de culture
DORIOZ Jean-Marcel	INRA Thonon / UMR CARRTEL	Directeur de recherche	Physico-chimie (Pollution diffuse, eutrophisation, phosphore) ; Ecologie, agropédologie, bassin versant
DOUEZ Olivier	BRGM	Ingénieur	Hydrogéologie
DUFOUR Simon	Université Rennes 2 - LETG Rennes COSTEL - CNRS UMR 6554 / Dépt. de Géographie	Maître de conférences	Géographie, géomatique appliquée aux hydrosystèmes (télédétection et SIG), paysages alluviaux
GRIMALDI Catherine	UMR INRA-Agrocampus Ouest 1069 SAS	Directrice de recherche	Physico-chimie des cours d'eau et plans d'eau
HABETS Florence	CNRS Paris / UMR Metis / Université Pierre & Marie-Curie	Directrice de recherche	Hydrologie
LE BISSONNAIS Yves	INRA Montpellier / UMR LISAH	Directeur de recherche	Transport solide
MOLENAT Jérôme	INRA Montpellier / UMR LISAH	Directeur de recherche	Hydrologie des bassins-versants, hydrologie des retenues collinaires, échange d'eau entre la surface et le souterrain, modélisation hydrologique
ROLLET Anne-Julia	Laboratoire LETG Caen GEOPHEN UMR 6554 CNRS	Maître de conférences	Etude du fonctionnement physique actuel des systèmes fluviaux et de leur restauration
ROSSET Véronique	Irstea Lyon-Villeurbanne - UR MAEP - Laboratoire Dynam	Ingénieur de recherche	Ecologie des étangs et plans d'eau (Macroinvertébrés, Odonates adultes)
SAUVAGE Sabine	Ecolab Toulouse / UMR 5245 CNRS-UPS-INPT ENSAT	Ingénieur de recherche	Modélisation, hydrodynamique, transfert des contaminants
USSEGLIO-POLATERA Philippe	Université de Lorraine - UMR 7360 - LIEC	Professeur des universités	Ecologie des communautés (Invertébrés benthiques)

Julien TOURNEBIZE, IDAE à l'UR HBAN à Irstea Antony, a contribué au chapitre sur la qualité physico-chimique des eaux pour l'effet des retenues sur le devenir et les transferts de pesticides.

ANNEXE III : INFLUENCE D'UNE RETENUE ISOLEE SUR LES PARAMETRES PARTICIPANT A LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU

Cette annexe présente succinctement, pour chacune des variables d'intérêt, les processus en jeu au sein d'une retenue, les méthodes utilisées pour les étudier, et les ordres de grandeur de l'effet de la retenue sur la variable considérée, à la fois au sein de la retenue et dans le cours d'eau aval. Elle tente d'identifier les facteurs d'influence, pour pouvoir, autant que faire se peut, transposer les résultats acquis, conformément au besoin mis en évidence pendant la phase exploratoire de l'expertise. On verra toutefois que la diversité des situations et les interactions entre variables rendent cette étape difficile.

VIII.1.1 Influence sur la température et la teneur en oxygène dissous de l'eau

Ces deux paramètres sont souvent abordés ensemble dans la littérature, car étroitement liés. **La température** est un régulateur important de la plupart des processus physiques, chimiques et biologiques. Elle contrôle en particulier la productivité primaire, en conjonction avec la disponibilité saisonnière des nutriments et les conditions d'éclairage. La concentration en oxygène dissous est importante car elle contrôle des processus chimiques et biologiques clés. Cette concentration est fortement dépendante de la température (la solubilité de l'oxygène décroît quand la température augmente) et des processus physiques (vent, courant…) permettant les échanges avec l'atmosphère.

VIII.1.1.a La retenue comme régulateur thermique, …

Dans les milieux aquatiques, les variations de température sont très atténuées par rapport aux variations dans l'atmosphère, qui adviennent selon des rythmes nycthéméral et saisonnier. Ces variations, dues au rayonnement solaire, ne concernent qu'une faible épaisseur superficielle de liquide dans les eaux dormantes, mais généralement, l'action des vents et des courants crée un brassage de l'eau qui homogénéise la température sur une grande profondeur. Cependant, dans les lacs suffisamment profonds, une stratification thermique très caractéristique peut s'établir, due au fait que la densité de l'eau est maximale à 4°C. Les eaux, dont la température est inférieure ou supérieure à 4°C ont donc tendance à remonter vers la surface. Alors, tout au moins dans les lacs tempérés, la température de l'eau suit au cours de l'année un cycle régulier. En été, le soleil réchauffe l'eau en surface, l'eau froide et plus dense reste au fond du lac. Dans ce cas, trois couches thermiques sont formées : i), une couche chaude supérieure, bien mélangée, dont la température peut atteindre 25 °C en été (épilimnion); ii) une couche froide inférieure, dense, homogène aussi, où la température peut être jusqu'à 10°C plus faible que dans l'épilimnion (hypolimnion) et iii) une couche intermédiaire d'un fort gradient de température (métalimnion pour les limnologues), zone de transition réduite de quelques mètres. Ce gradient important (2°C par mètre) peut induire un habitat spécifique dans le métalimnion, soit particulièrement riche en oxygène si la lumière peut y pénétrer et activer la photosynthèse, soit au contraire pauvre en oxygène dans les lacs riches en nutriments où la décomposition de la matière organique consomme cet élément, non régénéré par suite de la stratification. Dans les zones tempérées, le refroidissement de l'épilimnion en automne ou son réchauffement progressif au printemps peut conduire à un brassage et une homogénéisation de l'eau (Figure 33). Dans les plans d'eau profonds, la recirculation peut ne pas être suffisante pour permettre une homogénéisation de la colonne d'eau ; la stratification y est alors permanente. Les réservoirs peu profonds répondent plus rapidement aux fluctuations de l'atmosphère et sont moins susceptibles de devenir stratifiés. Un gradient de conditions peut malgré tout s'installer entre surface et profondeur. Des vents forts peuvent affecter le métalimnion rapidement, ainsi que les écoulements dans la retenue ou le brassage lors des crues.

Les réservoirs agissent donc comme des régulateurs thermiques, permettant le stockage de chaleur et susceptibles de modifier les fluctuations, saisonnières et à court terme, caractéristiques de nombreux cours d'eau naturels.

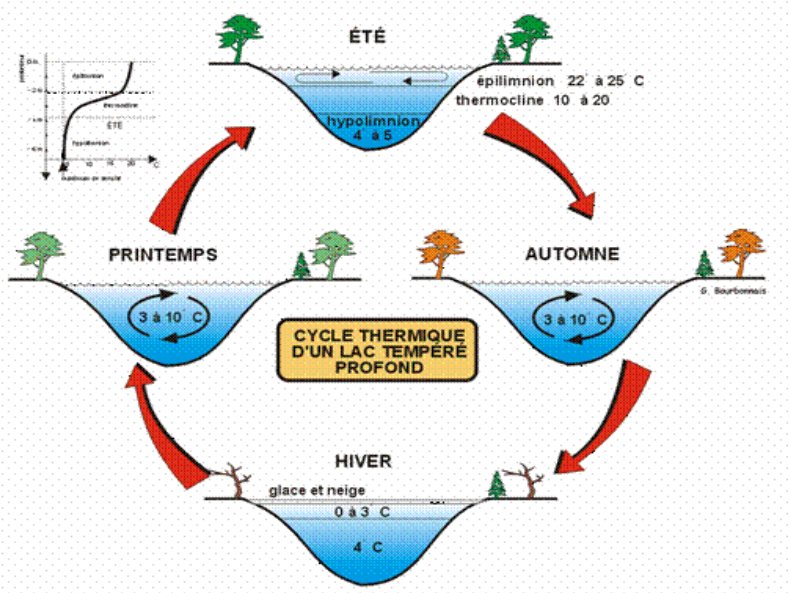


Figure 33 : Cycle thermique caractéristiques des lacs tempérés dicmitiques (deux périodes de stratification). D'après G Bourbonnais (http://ici.cegep-ste-foy.qc.ca

VIII.1.1.b … Qui influence également la teneur en oxygène dissous,

Une conséquence possible des conditions lentiques établies dans une retenue et de l'augmentation du temps de résidence est la diminution des teneurs en **oxygène dissous**. Le réservoir reçoit de la matière organique (MO), allochtone sous forme de matières en suspension, dans sa partie amont par la rivière ou latéralement par les eaux de ruissellement, et autochtone par sénescence de la production primaire dans la retenue. Cette MO peut se déposer sur le fond et sa minéralisation consomme de l'oxygène. La stratification thermique, qui réduit les échanges d'éléments entre les eaux de surface et profondes, peut aboutir finalement à des conditions anoxiques au fond du réservoir. La Figure 34 illustre ainsi des profils type de température et d'oxygène dissous dans un lac tempéré profond en fin d'été : le fond du réservoir est anoxique, puis la concentration en oxygène augmente dans l'hypolimnion, la consommation en oxygène y étant faible, et sa solubilité assez forte (température faible) ; lorsque la température augmente vers la surface, la solubilité de l'oxygène diminue, puis le brassage réaugmente la concentration de l'oxygène en surface. Les conditions anoxiques sont aussi souvent rencontrées dans les réservoirs récents, où le sol et la végétation récemment inondés peuvent agir pendant une période limitée comme une source de MO, consommant l'oxygène pendant sa décomposition. A l'inverse, la photosynthèse, due à la présence de macrophytes ou de blooms phytoplanctoniques, peut conduire au printemps et en été à des teneurs en oxygène dissous élevées dans les couches supérieures des retenues (sursaturation d'oxygène dissous entre 300% et 400% pour des retenues pourvues d'algues en régions tropicales). Notons qu'à l'automne cette biomasse produit de la MO qui va au contraire consommer l'oxygène.

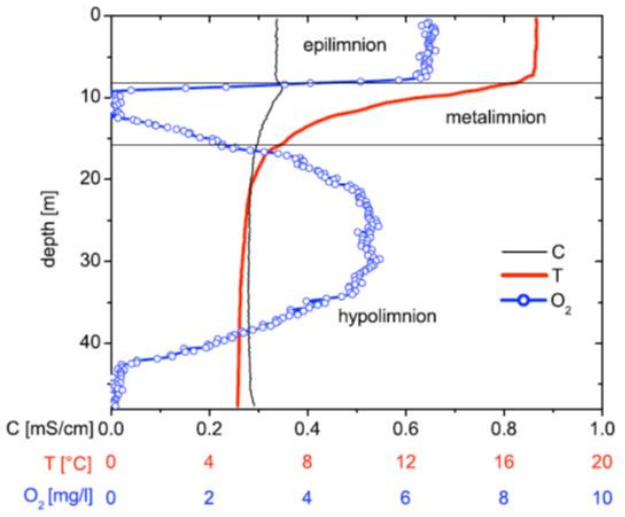


Figure 34 : Profil de température (T), de conductivité (C) et de teneur en oxygène dissous (O2) dans le lac Arendsee (Allemagne) le 6 septembre 2000. Boehrer and Schultze 2008

En résumé, les zones oxiques et anoxiques vont dépendre de la stratification thermique (dépendant elle-même de conditions physiques et hydrologiques du réservoir), de la présence des blooms algaux et des concentrations en MO en

phase de dégradation. La Figure 35a présente la répartition entre les compartiments oxiques et anoxique (oxycline) dans différents types de lacs.

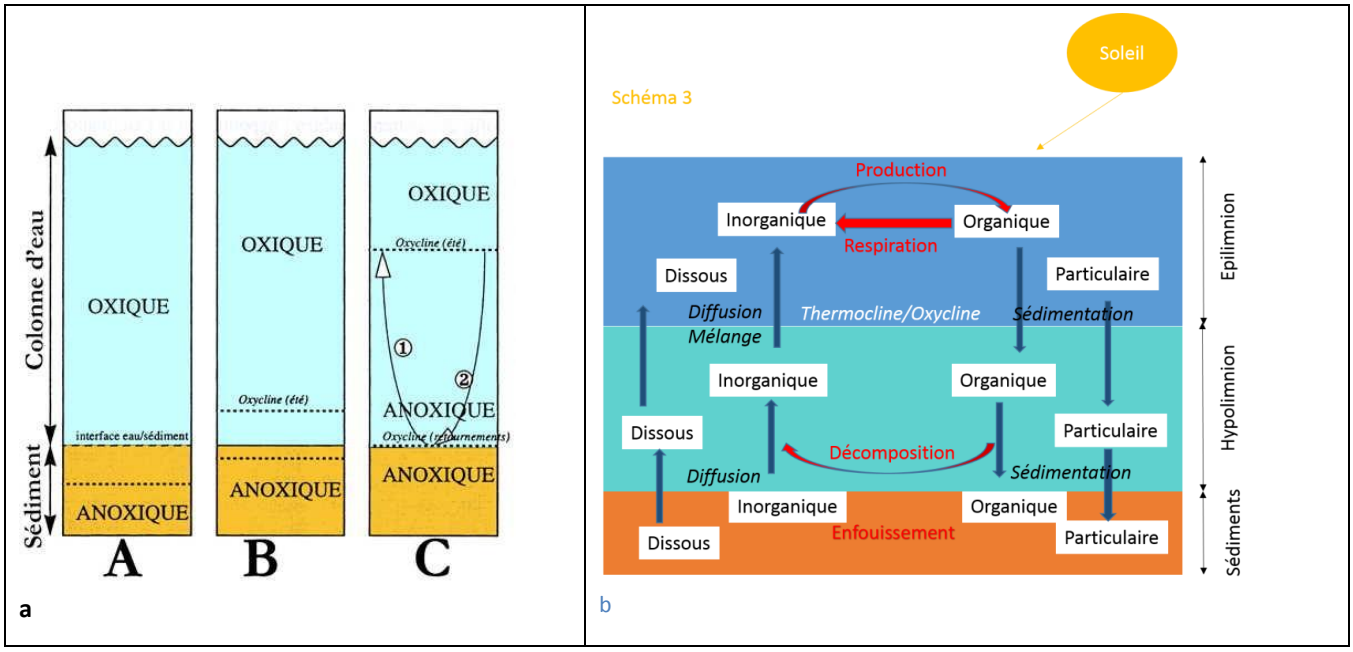


Figure 35 : a. Répartition entre les compartiments oxique et anoxique dans différents types de lacs. (A) : oligotrophe, l'oxycline est toujours dans les sédiments ; (B) : mésotrophe, en été seules les eaux profondes deviennent anoxiques ; (C) : eutrophe, durant l'été l'anoxie envahit la colonne d'eau (développement de l'anoxie au printemps, réoxygénation des eaux profondes à l'automne ou lors de crues) (d'après J.-F. Gaillard, 1995). b. Principaux effets potentiels des gradients thermique et d'oxygène.

La Figure 35 résume l'effet du gradient thermique et d'oxygène sur les processus concernant les éléments et contamination, qu'ils soient organiques ou inorganiques, à la fois pour les fractions dissoutes et particulaires, en fonction des phénomènes de stratification thermique et de gradient d'oxygène.

VIII.1.1.c … Et dont l'influence sur le cours d'eau aval dépend fortement du mode de restitution de l'eau

L'influence de la retenue sur la température et la teneur en oxygène dissous du cours d'eau aval dépend en grande partie du mode de restitution de l'eau. En effet, la qualité de l'eau libérée à partir d'un réservoir stratifié est déterminée par son origine dans la colonne d'eau : si l'eau provient de la couche profonde, elle peut être froide et pauvre en oxygène, notamment pendant les périodes de stratification thermique. Si au contraire l'eau restituée provient des couches supérieures d'une retenue stratifiée, elle est plus chaude en été et plus ou moins riche en oxygène. La ré-oxygénation du cours d'eau en aval est plus rapide si la rivière possède un régime turbulent, avec une pente importante et une faible profondeur. Les distances de retour de ces variables au niveau qu'elles ont dans le cours d'eau amont sont de quelques centaines de mètres pour l'oxygène, mais peuvent atteindre quelques centaines de kilomètres pour la température, pour de gros réservoirs et de grands fleuves avec des profondeurs d'eau importantes.

Dans le cours d'eau en aval, de l'eau appauvrie en oxygène dissous est non seulement un problème en soi, affectant de nombreux organismes aquatiques (les salmonidés par exemple), mais elle présente aussi une capacité réduite de dégradation des rejets domestiques et/ou industriels. De même, les modifications de température dans le cours d'eau peuvent avoir des conséquences sur le frai des poissons, comme sur le taux et la durée de croissance pour de nombreuses espèces.

VIII.1.2 Influence sur le devenir de l'azote

L'enjeu autour de l'azote peut être dans la retenue même, notamment au regard de son rôle complexe dans le risque d'eutrophisation (qui sera abordé plus loin), ou dans le cours d'eau en aval en cas de restitution, en lien avec la qualité biologique de l'eau et le respect d'un seuil règlementaire pour le nitrate. Les études analysées portent souvent sur de

grands barrages ; quelques-unes abordent toutefois les petites retenues. Notons l'existence de retenues construites pour jouer un rôle de zones humides artificielles, destinées à réduire les concentrations et les flux de nitrate par dénitrification. Ces retenues ne sont pas assez nombreuses pour s'y intéresser spécifiquement.

VIII.1.2.a De multiples processus en jeu dans la retenue

La **source principale d'azote** dans une retenue est **l'eau d'alimentation**, souvent riche en nitrate, notamment pour les retenues alimentées par cours d'eau ou nappe en région agricole. **L'azote atmosphérique** peut également être fixé par des bactéries autotrophes et hétérotrophes, présentes dans le phytoplancton. La production de phytoplancton est liée à l'abondance des nutriments N et P dans la zone photique de la retenue et est favorisée dans les retenues peu profondes (<1 m environ) pénétrées par la lumière, ou lorsque le temps de résidence est élevé. **La minéralisation de la matière organique** (MO) est une autre source d'azote. La MO est issue de la décomposition de la biomasse présente dans la retenue (généralement facilement décomposable) ou est apportée par le ruissellement sur le sol ou avec les matières en suspension par le cours d'eau en amont (souvent plus réfractaire). Sa minéralisation produit de l'ammonium NH_4^+ qui se transforme en nitrate NO_3^- en conditions oxydantes (Figure 36.

L'azote présent dans la retenue peut être **absorbé** par la végétation aquatique dans une retenue peu profonde, ou par le phytoplancton en pleine eau. 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 peut se minéraliser. Une partie de la MO peut être **stockée** au fond de la retenue dans 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 chaine de transformation est la suivante : NO_3^- -> NO_2^- -> NO –> N_2O –> N_2. Si cette transformation n'est pas complète, c'est le gaz N_2O, puissant gaz à effet de serre, qui est produit. Ce processus est principalement le fait de bactéries qui utilisent l'oxygène des ions nitrate pour leur respiration anaérobie : les bactéries dénitrifiantes ont besoin de carbone organique et de nitrate comme substrats, de conditions d'hypoxie ou d'anoxie, et leur activité est favorisée par l'augmentation de la température et un pH neutre. Toutes ces conditions sont souvent remplies dans les retenues en milieu agricole. Les processus en jeu et leurs déterminants sont bien connus, mais les facteurs de contrôle sont nombreux et la construction de modèles robustes pour prédire les quantités dénitrifiées reste difficile. Enfin un processus d'oxydation de NH_4^+ en conditions anaérobies, l'anammox, produit aussi du gaz N_2. Ce processus a été découvert récemment et mesuré dans une retenue en milieu tropical, où il a été considéré comme peu significatif.

.

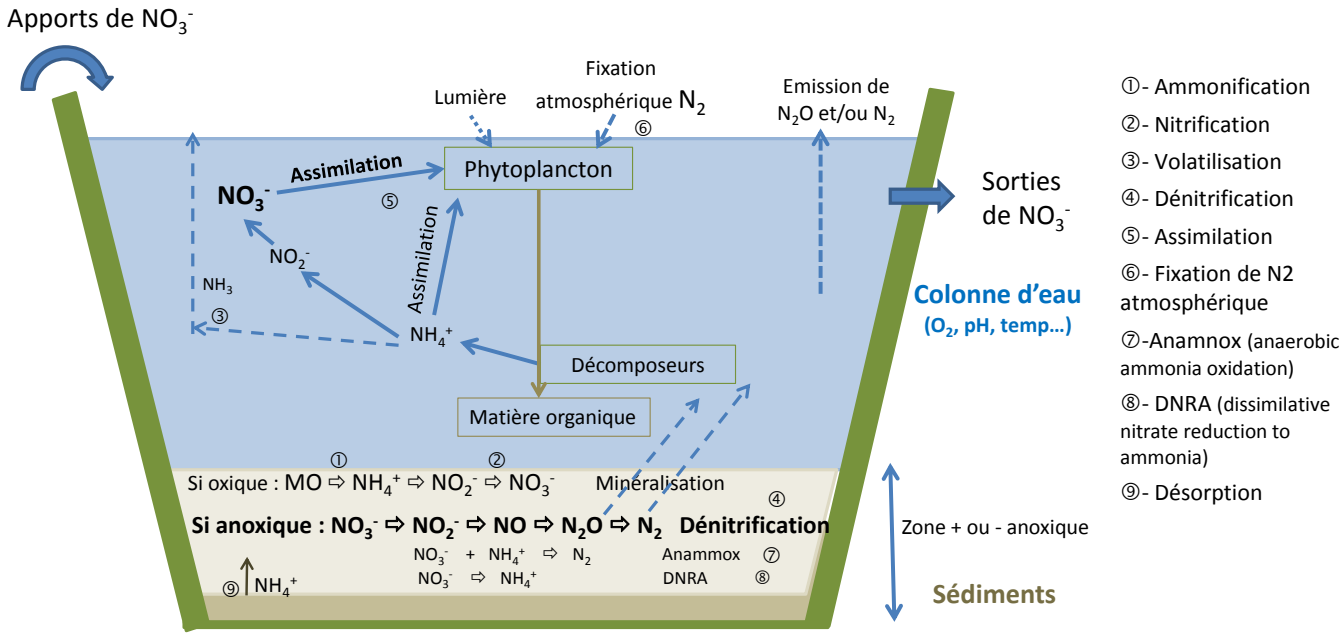


Figure 36 : Schéma du cycle de l'azote N, dans une retenue avec ou sans anoxie au fond.

VIII.1.2.b Des effets observés variables pour des facteurs de contrôle nombreux

Il est souvent admis que les retenues comme les autres milieux lentiques sont des puits d'azote : azote particulaire stocké avec les sédiments organiques et surtout nitrate par dénitrification. **En terme de méthode**, cette fonction puits peut être évaluée par estimation des bilans entrées et sorties d'azote, soit à partir de **mesures de flux**, soit seulement à partir de **mesures de concentrations**, pour la forme nitrate et parfois aussi ammonium. Les échanges avec l'atmosphère sont alors négligés. Cette évaluation peut également être réalisée en se basant sur la **modélisation**. Cette démarche suppose donc de simuler les flux entrant dans la retenue, puis 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. La modélisation des flux entrants se rattache à la modélisation des flux de nitrate en bassin versant, qui n'est pas spécifique au champ des retenues. Quelques modèles ont été développés pour représenter les processus en jeu dans une retenue en fonction des flux entrants et des caractéristiques propres de la retenue. Leur complexité doit être cohérente avec les données disponibles. Une méthode alternative pour mesurer l'effet puits d'azote d'une retenue est de **mesurer directement la dénitrification** au sein de la retenue. Plusieurs méthodes sont disponibles, la plus connue étant celle d'inhibition à l'acétylène. Toutes se heurtent toutefois à la variabilité spatiale et temporelle du processus, qui rend difficile l'évaluation d'une dénitrification globale à l'échelle de la retenue. La fixation atmosphérique d'azote peut également être estimée par réduction de l'acétylène en éthylène.

Les quantités d'azote éliminées par dénitrification sont très variables : rétention[25] estimée allant de 15-20% à 96%, pour une dénitrification allant de 13 à 90% pour des grands lacs et réservoirs. La rétention de N estimée par bilan entrée-sortie peut être non significative (si les flux entrants sont faibles), voire négative (si des sédiments anciens jouent un rôle de source par exemple). Les facteurs de contrôle de la dénitrification sont nombreux, et peu hiérarchisés : teneurs en nitrate, en carbone organique dissous, en oxygène dissous, mais aussi température, pH. S'y ajoutent d'autres facteurs de contrôle en cas de puits d'azote par absorption végétale ou par le phytoplancton : teneur en phosphore, lumière et température. 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. Il semble toutefois que **le rôle de puits d'azote de la retenue est d'autant plus fort que la charge entrante est importante, et que le temps de résidence est élevé.**. Le temps de résidence est le facteur de contrôle le plus influent. Il est en fait intégrateur de beaucoup d'autres (cités précédemment) dont il reflète les évolutions. Mais il est variable au sein de la retenue (selon les caractéristiques de l'écoulement), et au cours du temps (dynamique annuelle et événementielle des écoulements). Il peut toutefois être approché par le rapport de la surface de la retenue sur la surface qu'elle draine, ou par le rapport du volume de la retenue sur le débit entrant. La profondeur de la retenue est aussi citée comme facteur influençant la dénitrification, car les conditions anoxiques sont favorisées en profondeur (Figure 37).

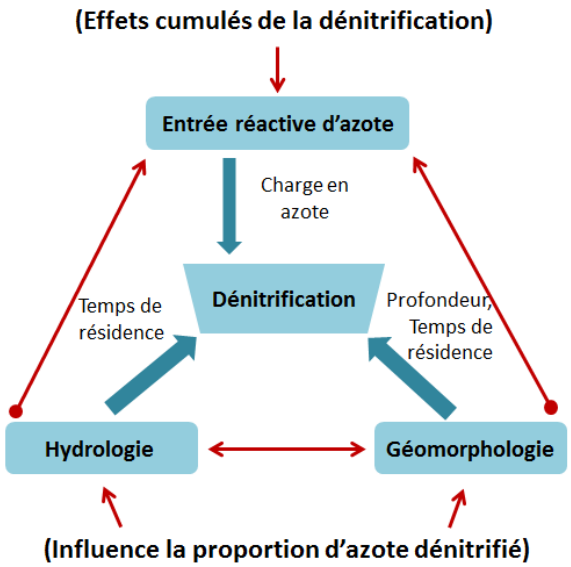


Figure 37 : Schéma de l'interaction entre hydrologie, géomorphologie et charge en azote sur la dénitrification. D'après Seitzinger 2006.

Le processus de dénitrification présente une forte saisonnalité, liée notamment à la température et à la dynamique saisonnière des teneurs en nitrate dans les eaux alimentant la retenue ou à la minéralisation de MO. La dénitrification est accrue en année sèche, par suite de temps de résidence plus élevés.

Les retenues sont souvent abordées dans la littérature pour leur rôle de puits d'azote, notamment via la réduction des teneurs en nitrates par **dénitrification,** mais également parfois pour leur contribution potentielle au **risque d'eutrophisation** (en lien alors avec le phosphore). Ces deux processus ont des déterminants communs : fortes teneurs

[25] La rétention désigne la fraction d'azote dissipée entre l'entrée et la sortie de la retenue (dénitrification, stockage dans les sédiments, prélèvement par les macrophytes ou le périphyton)

en nitrate, température et temps de résidence élevés. Lorsque les retenues présentent des conditions favorables à la dénitrification, le rapport N/P dans l'eau diminue ce qui favorise alors le développement de Cyanobactéries ayant la capacité d'utiliser l'azote atmosphérique et qui amplifient les risques sanitaires liés à l'eutrophisation. Inversement, l'eutrophisation dans les retenues augmente la consommation d'oxygène du fait de la respiration des organismes qui prolifèrent et de la décomposition de matière organique. L'anoxie qui en résulte favorise alors la dénitrification, qui va accentuer la carence en N par rapport à P, entretenant ainsi le développement des Cynanobactéries. Ces deux processus interagissent l'un avec l'autre et devraient donc être étudiés simultanément, ce qui n'est généralement pas le cas.

VIII.1.3 Influence sur le devenir du phosphore

L'enjeu autour du phosphore est surtout celui de l'eutrophisation dans la retenue elle-même, mais aussi les flux et concentrations de P dans le cours d'eau en aval (piégeage dans la retenue). La grande majorité des études sur cet élément dans les réservoirs cherchent à caractériser son cycle dans le réservoir, son stockage et les évolutions de sa spéciation, afin d'apprécier le risque d'eutrophisation du réservoir et parfois de l'aval. Les études portent essentiellement sur des barrages, souvent de grande taille, plus rarement des petites retenues, souvent en comparaison avec des lacs naturels.

Encadré 7 : Le phosphore, un élément dont le cycle dans la retenue est complexe

Le cycle général du P se caractérise par la quasi absence de forme gazeuse. P-total est de ce fait « persistant » dans les sols et les milieux aquatiques. Dans une retenue, les transformations biogéochimiques sont des changements de phase, entre dissous et particulaire, et/ou de statut chimique, entre minéral dissous et organique. P montre toujours une **forte affinité pour la phase solide**, affinité qui varie en fonction du pH, du potentiel rédox Eh, des minéraux présents et de la teneur en matière organique. Par ailleurs, P est naturellement relativement rare dans les eaux par rapport aux besoins des végétaux, et a donc un rôle clé dans le **contrôle de la productivité des écosystèmes aquatiques**.

La **spéciation du P** est relativement complexe. Dans le P-total des eaux on distingue classiquement : (1) des formes filtrables à 0,45 ou 0,7µm comprenant le **SRP (Soluble Reactive P**, souvent assimilé aux ions **PO4),** auquel s'ajoutent des composés organiques et des colloïdes fins ; (2) des formes particulaires constituant le P-particulaire noté PP. Le PP et sa spéciation sont très diversifiés (le PP peut être sorbé, précipité, co-précipité, dans des minéraux primaires, matériaux organiques …). La spéciation conditionne la mobilité et le devenir du P dans l'environnement, notamment via sa **biodiponibilité. Celle-ci** exprime la capacité d'une charge en phosphore des eaux, d'un sol, d'un sédiment à fournir et entretenir un flux de SRP en réponse à un prélèvement par des végétaux, algues y compris. La complexité vient du fait que hormis le SRP (100% biodisponible), la quantité de phosphore biodisponible, n'est associée ni à une forme spécifique de P notamment pour le PP, ni à une quantité finie : l'ensemble des formes de P contribuent et la quantité extraite dépend du temps d'interaction. Cette quantité peut ainsi varier de 10 à 90 % pour les sédiments.

VIII.1.3.a Processus en jeu dans les plans d'eau

L'essentiel du P total d'un plan d'eau provient de son bassin versant d'alimentation. Seul **le SRP est directement assimilable** par les algues ou les macrophytes, une partie des autres formes dissoutes l'est après action enzymatique. Il est fourni initialement par la charge externe provenant de l'eau d'alimentation, qui comporte une fraction dissoute et une fraction particulaire susceptible de libérer facilement du SRP (notamment par désorption). L'absorption biologique crée un stock de P-particulaire organique dont une partie est ultérieurement susceptible de sédimenter. En dehors des périodes biologiques, le SRP est peu assimilé et peut, comme d'autres formes dissoutes, être capté par des particules en suspension (sorption) ou précipité ou co-précipité (principalement avec Ca, CaCO3), puis sédimenté (Figure 38). Réciproquement, un relargage de SRP à partir des sédiments dite **« charge interne »** existe, soit en cas de brassage et resuspension des particules, soit lorsque des conditions anaérobies s'établissent durablement à l'interface eau/sédiment, permettant une libération de SRP qui peut se traduire par un flux diffusif vers l'eau. D'autres zones d'interface sont des hots spots du cycle en tant que productrices de SRP à partir des formes particulaires : l'alternance d'humectation/dessiccation et d'inondation/exondation dans les zones de marnage favorise la libération de SRP.

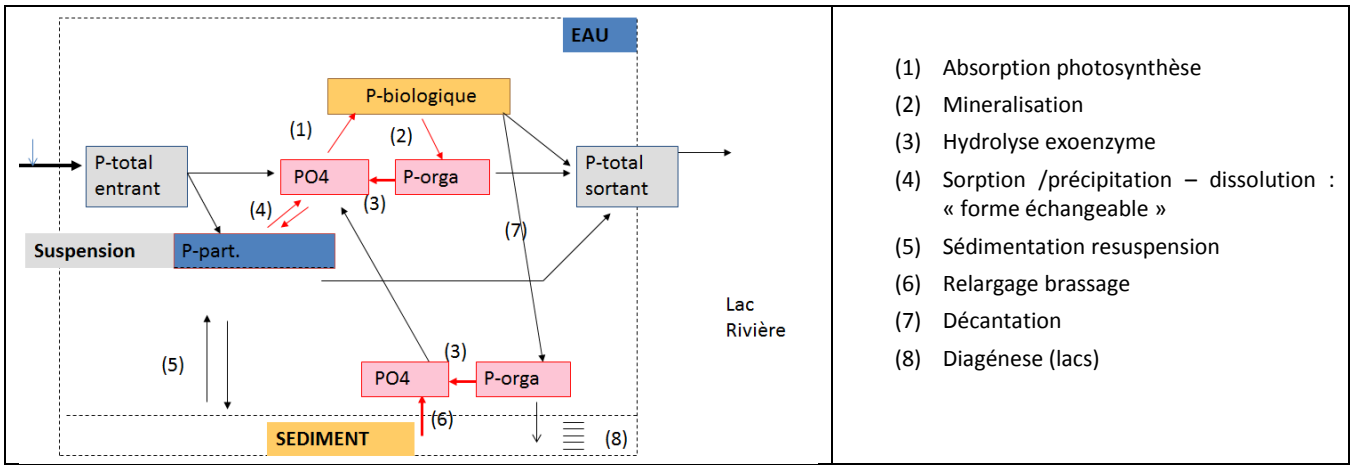


Figure 38 : Cycle du phosphore en milieu aquatique : flux, transports et compartiments. D'après traité de limnologie (Pourriot et Meybeck, 1995), modifié

Le P-particulaire de la charge externe ou interne peut, soit sédimenter et alors constituer une éventuelle source de SRP à long terme (re-largage ou re-suspension des formes évoquées ci-dessus), soit dans la zone photique, interagir avec du végétal ou des microorganismes en leur fournissant un flux de SRP pour l'assimilation biologique. La sédimentation s'accompagne d'une minéralisation de certaines formes organiques. Le SRP ainsi produit diffuse pour partie dans la colonne d'eau et pour partie dans la phase solide minérale du sédiment, où il peut être absorbé par les racines de macrophytes qui se développent en zone peu profonde, surtout si le milieu est oligotrophe.

Compte tenu de ces processus, on peut supposer qu'une retenue joue le même rôle sur le cycle du phosphore qu'un plan d'eau naturel : (i) fonction de rétention sédimentaire et biologique du P (constitution de stocks de P) ; (ii) fonction de production de formes organiques ; (iii) fonction de convertisseur : recyclage et transformation de spéciation produisant éventuellement du SRP; (iv) fonction de découpleur partiel dissous / particulaire. Les caractéristiques des flux exportés par les réservoirs sont contrôlées par ces différentes fonctions.

VIII.1.3.b Effets des retenues sur la dynamique du phosphore dans les hydrosystèmes

Les études analysées visent à déterminer certaines composantes et certains facteurs du cycle du phosphore et du bilan entrées-sorties en relation avec le risque d'eutrophisation ; elles cherchent donc à caractériser soit des flux (internes ou externes ; dans la colonne d'eau ou aux interfaces), soit des stocks, en s'attachant le plus souvent à caractériser la spéciation du phosphore, sa variabilité et son évolution. Les méthodes mises en œuvre sont variées et s'appuient sur des mesures de concentrations (dans la colonne d'eau ou dans les sédiments) ou de flux (dans la colonne d'eau ou à l'interface eau-sédiments), ou sur la modélisation pour estimer les flux entrants ou sortants du système.

La rétention du phosphore est observée dans tous les plans d'eau, sa variabilité est très forte : de quelques pourcents à 90% selon les conditions locales. Elle semble assez durable à l'échelle de la gestion des retenues ou barrages, bien qu'elle varie d'une année à l'autre, avec une rétention maximale pour les années pluvieuses à forte charge. La sédimentation domine la rétention, qui est donc gouvernée en grande partie par les mêmes facteurs. Elle est positivement corrélée, mais de façon non linéaire, au temps de résidence et à la charge externe, et parfois à sa concentration. Celle-ci semble toutefois surtout influente pour les plans d'eau naturels. L'absorption biologique, qui crée du PP organique dans la zone photique, qui sédimente notamment en fin de saison, participe également à la rétention et à la redistribution vers les sédiments.

A l'inverse, **un relargage de SRP** associé à la réduction de fer dans les phases minérales porteuses, à l'interface eau-sédiment en conditions anoxiques, va réduire cette rétention. Des conditions eutrophes, qui induisent une forte production de biomasse, favorisent ces conditions anoxiques au niveau benthique, et entrainent ainsi un relargage de SRP, rétro-action positive qui entretient le processus et tend à stabiliser l'eutrophisation dans le temps.

L'évaluation du **stock de P benthique** doit prendre en compte le phosphore sédimenté, ainsi que le phosphore en place au moment de la mise en eau de la retenue. Très peu d'études s'attachent à une **évaluation du stock total de P**, qui constitue pourtant une donnée importante pour évaluer **l'effet à long terme de la retenue**. En général les recherches portent sur la variabilité spatiale de la spéciation du P dans la couche superficielle des sédiments, spéciation censée

contrôler le flux à l'interface eau-sédiments. Les études montrent en général dans cette couche superficielle des teneurs très élevées en phosphore, avec un contrôle à la fois par la géologie du BV et son occupation du sol et par l'état trophique maximal du plan d'eau en cas d'eutrophisation. La fraction fine (limon fin et argile) est la plus chargée en P, surtout lorsqu'elle est associée à des oxydes de fer. Le phosphore contenu dans les sédiments peut devenir biodisponible si l'interface eau-sédiment est anoxique. Ce relargage benthique dépend donc des facteurs hydrodynamiques qui contrôlent la teneur en oxygène dissous, facteurs qu'il faut étudier en même temps que le potentiel de transfert des sédiments vers la colonne d'eau pour estimer les flux effectifs.

Le marnage et le batillage, qui entrainent à la fois un potentiel d'érosion des berges et une alternance des conditions d'inondation/exondation et d'oxydation/anoxie, peuvent également influencer la dynamique du phosphore, en redistribuant le phosphore particulaire (en lien avec du carbone organique dissous) en fond de retenue, mais aussi par le relargage de SRP dans la colonne d'eau.

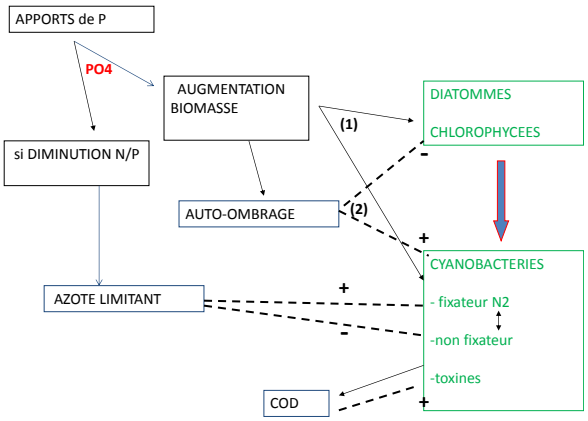


Figure 39 : Successions algales induites par un enrichissement en phosphore

Un des risques majeurs associés à une retenue est l'eutrophisation, phénomène dans lequel le phosphore joue un rôle clé. Dans la mesure où l'azote interagit avec P dans le développement de l'eutrophisation, ce processus est surtout abordé dans la partie consacrée aux interactions (VI.I.1). On rappelle seulement brièvement ici son mécanisme. P dans les eaux continentales est considéré comme le facteur déclenchant de l'eutrophisation qualifiée de culturale. Celle-ci est une transformation de la structure et du fonctionnement des biocénoses aquatiques en réponse à un enrichissement massif, accéléré et anthropique en nutriments. Le changement trophique modifie la dynamique des biocœnoses (Figure 39) : par des développements phytoplanctoniques, de macrophytes et de biofilms pendant les saisons favorables à la croissance de la végétation, avec une accumulation de biomasse végétale (Figure 40). Le développement de l'eutrophisation dépend de la teneur en SRP des eaux. La MO produite avec son contenu en P sédimente. Sa minéralisation qui inclut celle de son phosphore organique restitue du SRP dans la colonne d'eau et entretient le processus. Le déclenchement de l'eutrophisation s'effectue pour des concentrations assez basses en SRP : en lac naturel 20 à 50 µg/L suffisent soit à peine 2 à 4 fois le niveau naturel moyen des eaux de surface. Les teneurs en SRP couramment observées dans les rivières rurales de France se situent dans la gamme susceptible de produire une eutrophisation.

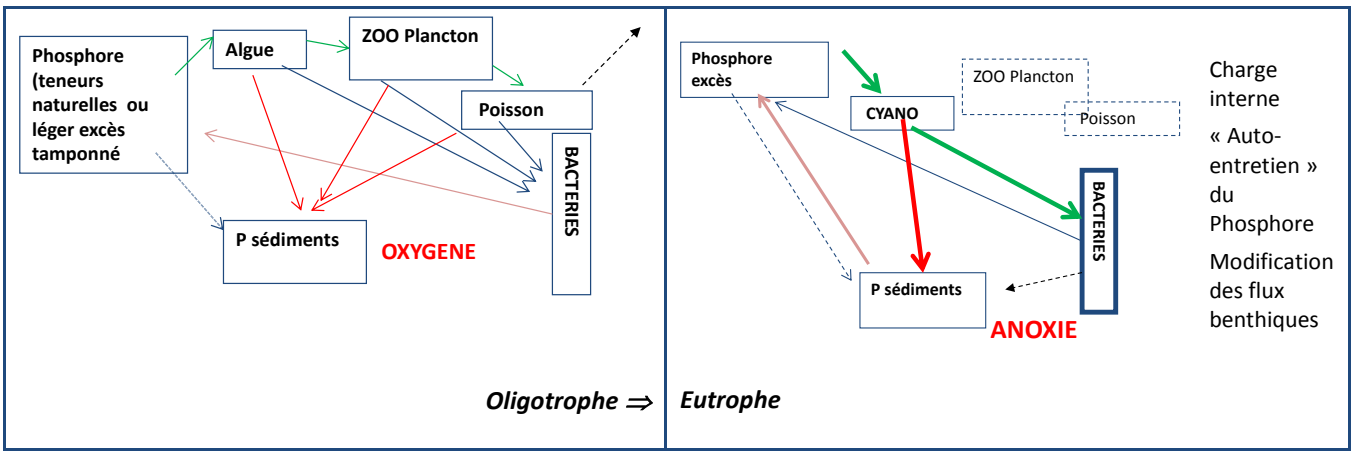


Figure 40 : Modification des réseaux trophiques

Pour ce qui concerne **l'influence de plans d'eau sur le cours d'eau aval**, les études portent sur les différences entre les flux sortant et flux entrant, sur les concentrations ou leur variabilité, et/ou sur la spéciation du P. En général, les flux diminuent pour les lacs naturels, mais la contribution aux flux des formes dissoutes et organiques (y compris PP organique) est plus élevée, de façon moins prononcée pour des lacs en tête de bassin. Ce transfert sélectif s'accompagne également d'une moindre variabilité des concentrations, surtout en PP, associée à des effets retards dont le pas de temps dépend de la taille, profondeur et morphométrie du plan d'eau. Ces résultats valent pour des lacs naturels : on peut tenter de les extrapoler aux retenues, faute d'études équivalentes, et donc s'attendre aux effets suivants :

- Une modification des flux et de la spéciation du phosphore dans le réseau hydrographique aval, avec probablement une baisse du P total mais une meilleure fourniture en SRP en moyenne lors des étiages, une injection constante de PP organique et globalement des formes plus biodisponibles,
- Un accroissement de la productivité du cours d'eau, et de son rapport hétérotrophie/ autotrophie, notamment lors des étiages et marqué surtout en tête de bassin,
- Un changement (accroissement ou baisse) du risque d'eutrophisation de l'hydro-système global, en lien avec l'évolution respective des teneurs en phosphore biodisponible et nitrate.

Ces modifications sont interprétées par certains auteurs comme une modification de l'ordre du cours d'eau, « virtuellement » augmenté par suite de la présence en amont d'une retenue. Le retour à des conditions de dynamique du phosphore in-stream classiques est estimée à une courte distance, de l'ordre de 1 à 4 km, après un lac ou un réservoir de barrage de surface élevée (>300 km²).

Au final, nombre des études analysées portent sur les lacs, et non sur les retenues ou barrages d'origine anthropique. Il semble que **les lacs et retenues sont, pour ce qui concerne le phosphore, le siège des mêmes processus, soumis à des facteurs de contrôle équivalents**. Des différences apparaissent toutefois concernant : (1) la rétention du phosphore, plus forte en lac (2), la distribution spatiale du stock sédimentaire et de ses propriétés, (3) l'existence d'une charge interne initiale pour les retenues (sol et végétation inondés) qui doit absolument être prise en compte.

Selon la puissance de la charge interne globale productrice de phosphore SRP à partir de stocks accumulés, l'intensité des échanges entre les différents compartiments du système et les stocks, **une retenue peut se comporter comme un puits ou au contraire une source** de P total, ou comme une source de phosphore facilement biodisponible au fort pouvoir eutrophisant. Compte tenu de l'évolution du stock de P benthique et du développement progressif de l'anoxie, le stockage de P n'est pas forcément durable. La composition chimique du phosphore sédimentaire est donc un indicateur essentiel. La composition étant en partie héritée du bassin versant et de son occupation du sol, ces paramètres sont à prendre en compte pour prévoir le risque d'eutrophisation, ou le minimiser à travers des choix de caractéristiques morphométriques de la retenue quand c'est possible. Ils sont aussi utiles à considérer pour gérer à long terme, les stocks constitués.

VIII.1.4 Influence sur les teneurs en Eléments Traces Métalliques

La question des Eléments Traces Métalliques ETM[26] dans les retenues est surtout abordée pour les barrages ou les ouvrages de décantation des eaux pluviales ou de stabilisation des boues d'épuration, le plus souvent sous l'angle des processus géochimiques à l'œuvre, principalement dans les sédiments, en lien avec la biodisponibilité des ETM. Un certain nombre d'ETM sont des « substances prioritaires » au titre de la directive 2000/60 pour l'eau (DCE), et il convient donc d'évaluer les risques associés et de minimiser leurs impacts.

VIII.1.4.a Des éléments essentiellement associés aux particules, sous des formes variées

Les sources d'ETM dans une retenue sont principalement les dépôts atmosphériques, le lessivage des sols ayant reçu des engrais ou des matières fertilisantes (y compris boues résiduaires des STEP), le ruissellement à partir du réseau routier,

[26] 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).

les apports du BV amont par les cours d'eau alimentant la retenue. Les dépôts atmosphériques sont en général faibles par rapport aux apports du BV amont. La retenue agit comme un « filtre à particules », où **les ETM, associés aux matières en suspension**, sédimentent, et sont susceptibles d'être remis en suspension lors de crues ou de vidanges. Ils peuvent également être accumulés par les plantes, les invertébrés, ou les poissons (Figure 41). D'un point de vue géochimique, la distribution des ETM entre l'eau et les sédiments est contrôlée par leur **spéciation**, que les études s'attachent à décrire. Les ETM sont en effet des cations qui peuvent être associés à cinq fractions : 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), la fraction F1 étant considérée comme la plus labile, c-a-d disponible.

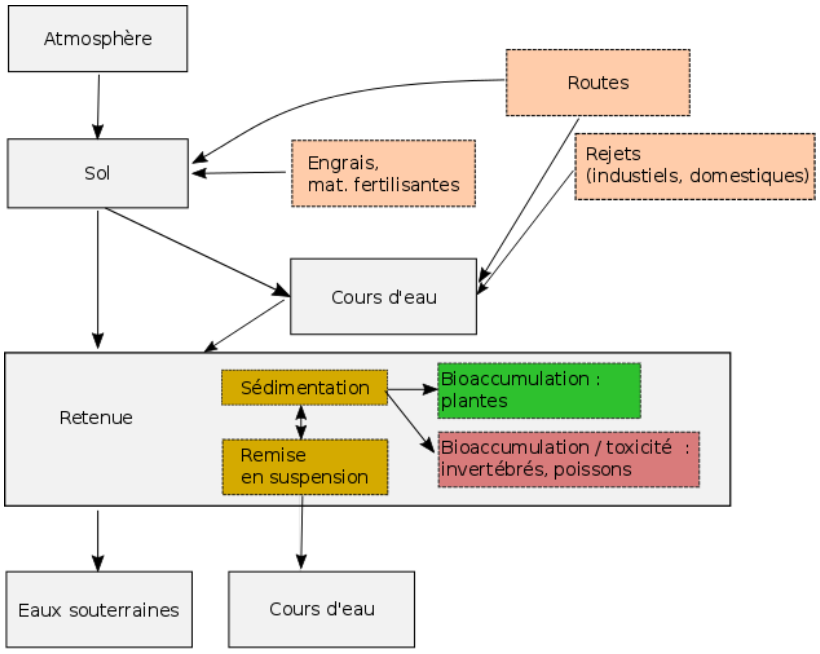


Figure 41 : Sources et devenir des ETM dans une retenue

Les ETM peuvent être mesurés dans différents maillons des réseaux trophiques (biofilms, invertébrés, poissons), avec des concentrations plus élevées dans les premiers maillons (biofilms, invertébrés). Les mesures s'appuient sur l'échantillonnage de sédiments, puis l'analyse des métaux par des méthodes classiques. Les **méthodes d'interprétation** s'appuient soit sur des indices d'enrichissement, par rapport à un « fond géochimique » de référence, soit à la comparaison des concentrations mesurées à des normes de qualité.

Le devenir des ETM est étroitement lié à celui des sédiments : les concentrations les plus élevées sont relevées sur les fractions fines (≤ 10 – 25 µm) et organiques. Une remobilisation des fractions fines lors des crues entrainera donc également des ETM. Leur transfert vers les eaux souterraines n'a par contre été que peu abordé, dans des contextes difficilement transposables (recharge de la nappe par des eaux usées). Le marnage, qui modifie les conditions rédox des sédiments est susceptible d'induire une redistribution des ETM dans les fractions géochimiques. Cet aspect n'est toutefois que peu abordé.

VIII.1.4.b Pour des effets sur différents compartiments biologiques

Les plantes peuvent agir de deux façons sur le devenir des ETM : certaines induisent une concentration plus élevée dans l'eau interstitielle des sédiments, ce qui favorise alors leur mobilité vers la colonne d'eau ; certaines hyper-accumulent les ETM, alors que d'autres au contraire (certains macrophytes) ont un effet stabilisateur des ETM dans le sédiment. Des teneurs élevées d'ETM dans des blooms algaux ont par ailleurs été mis en évidence dans des zones où les sédiments étaient fortement contaminés. **Les invertébrés** accumulent de plus fortes concentrations que **les poissons**, sans doute par suite d'une excrétion accrue pour les niveaux trophiques plus élevés. Pour ces derniers, l'accumulation est corrélée à la somme des fractions F1 et F2. Hormis pour les formes organiques du mercure, les ETM ne sont pas bioamplifiés.

VIII.1.5 Influence sur le devenir des produits phytosanitaires

Les types de retenues étudiés dans le cadre de cette problématique sont divers : retenues à vocation piscicole, étangs de terme, bassins d'orage, barrages pour divers usages, retenues collinaires pour irrigation, systèmes naturels. Les études vont d'expérimentations en microcosmes, pour étudier les processus de sorption, jusqu'à des suivis en conditions naturelles sur sites réels, pour y aborder le plus souvent l'occurrence des pesticides, dans les phases aqueuse et/ou sédimentaire, en passant par des expérimentations en mésocosme, pour étudier le devenir des pesticides dans les différents compartiments en situation contrôlée. Les suivis in situ correspondent à des échantillonnages de la colonne d'eau ou de sédiments, soit entre l'entrée et la sortie, soit pour déterminer la répartition spatiale des concentrations au sein d'une même retenue. Une difficulté dans l'étude du devenir des pesticides dans l'environnement est leur grande variété : l'ensemble des études abordent ainsi 97 molécules aux caractéristiques physico-chimiques contrastées[27], dont 41 sont interdites en France.

VIII.1.5.a Des processus de différents types

Les **sources de pesticides** dans une retenue proviennent essentiellement les apports depuis le bassin amont, en lien avec l'occupation des sols, les pratiques agricoles et la présence d'éventuels aménagements. Sauf exception (molécules anciennes dans des bassins peu anthropisés), les apports atmosphériques sont peu significatifs par rapport aux apports via le BV amont. Outre les processus de dissipation cités ci-dessous, les flux sortants sont constitués des flux vers le cours d'eau aval, ou la volatilisation, rarement étudiée. Selon le volume et la concentration respectifs de la contribution du BV amont et de l'eau de la retenue, la dilution du pesticide entrant dans la retenue sera plus ou moins marquée. Les processus mis en jeu dans les retenues contribuant à la dissipation des pesticides sont de 3 ordres (Figure 42) :

1. **des processus physiques de sorption sur les sédiments**. Le Koc (coefficient de partage carbone organique/eau), intrinsèque à une substance active, est le paramètre qui permet de caractériser l'intensité du processus. Plus il est élevé, plus le pesticide sera adsorbé. Pour une molécule donnée, les paramètres qui influent l'adsorption sont le pH, la teneur en matière organique, la granulométrie des sédiments. Une teneur élevée en MO ou une granulométrie fine favoriseront l'adsorption. Les argiles ne retiennent pas les composés anioniques en raison de la charge négative en surface de l'argile. Le processus inverse de désorption depuis les sédiments est également important, mais plus difficile à étudier, et sujet à une hystérésis marquée.
2. **des processus chimiques.** La plupart des composés pesticides étudiés est stable dans l'eau, et l'hydrolyse ou photolyse ne sont que rarement majoritaires. La photolyse est d'autant plus forte que la molécule est proche de la surface et accessible aux rayons du soleil (influence de la turbidité).
3. **des processus biologiques.** La dégradation bactérienne représente en général la voie majoritaire de dégradation des pesticides. 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 (DT50) 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. La végétation peut également participer à la rétention en ralentissant les écoulements, et en favorisant le développement d'une activité biologique, voire plus rarement en les assimilant. De façon générale, les métabolites, résultats de la dégradation des molécules, ne sont que peu abordés dans la littérature scientifique

[27] Ces caractéristiques sont classiquement disponibles dans plusieurs bases de données

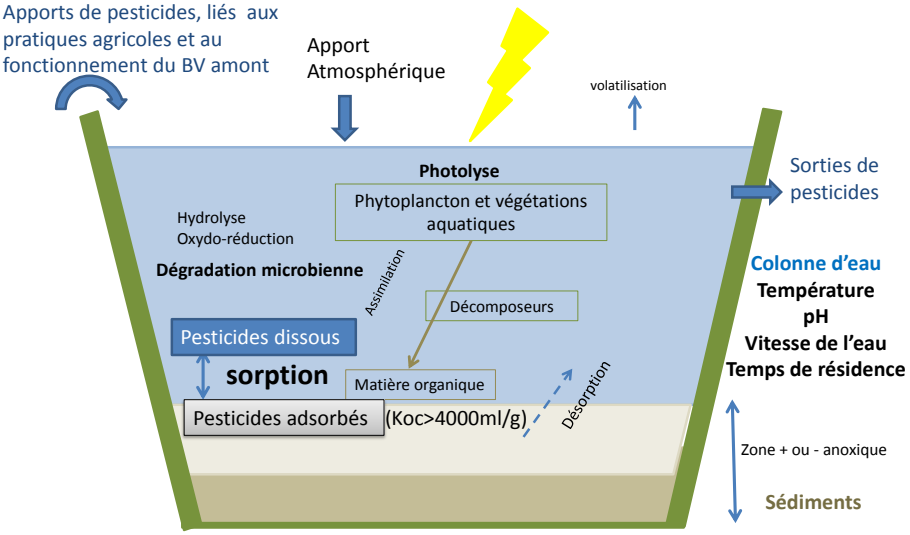


Figure 42 : Processus gouvernant le devenir des pesticides au sein d'une retenue

VIII.1.5.b Pour des effets convergents

La présence de pesticides est avérée dans la colonne d'eau de nombreuses retenues étudiées. Elle est étroitement liée aux pratiques agricoles sur le bassin amont et à ses caractéristiques, ainsi qu'aux caractéristiques des molécules (DT50 et Koc notamment) et montre une saisonnalité en lien avec les usages sur ce bassin, ce qui va dans le sens d'une dissipation des pesticides. Certains pesticides peuvent être retrouvés dans les sédiments alors qu'ils ne sont pas détectés dans la colonne d'eau. Certaines études montrent une présence plus forte sur les fractions fines de sédiments, et supposent que la dégradation est favorisée dans les éléments grossiers, alors que d'autres montrent une répartition bimodale. Les teneurs sont plus fortes sur la couche 0-15 cm, sauf pour des molécules anciennes, que l'on peut retrouver dans des couches plus profondes. Un gradient de pollution amont/aval est également mis en évidence sur les sédiments.

Au final, **une retenue apparait toujours comme un puits pour les pesticides**, où les concentrations mesurées sont du même ordre que les concentrations mesurées dans la rivière amont, et plus fortes que dans la rivière aval. Le devenir à long terme des pesticides adsorbés dans la première couche de sédiments mériterait d'être étudié. Les processus de rétention des pesticides dépendent de nombreux facteurs tels que la topographie, l'occupation du sol, le type de sol de la surface contributive, la saisonnalité des écoulements (réponse hydrologique du versant amont), le temps de résidence dans le réservoir (morphologie du réservoir, profondeur notamment), la teneur en matière organique, en argile, le pH, les conditions redox, la présence et le type de végétation, les propriétés physico-chimiques des pesticides.

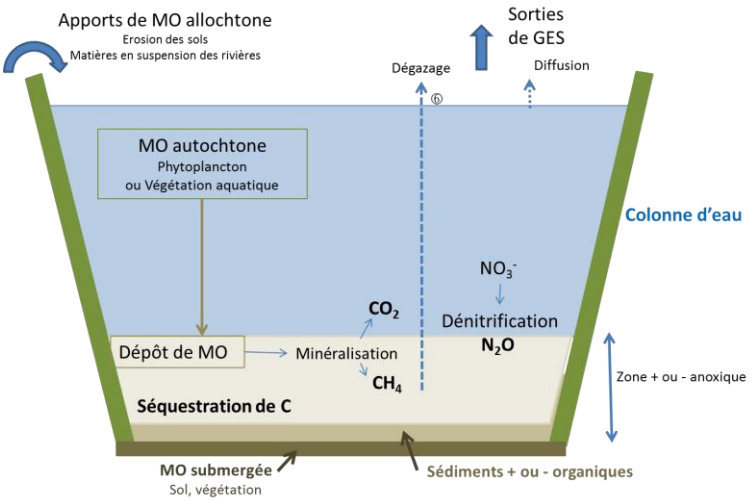
VIII.1.6 Effet d'une retenue sur les gaz à effet de serre et la séquestration du carbone

Les gaz à effet de serre (GES) fortement incriminés dans les impacts potentiels des retenues sont le gaz carbonique (CO_2), le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O). La séquestration du carbone a été associée à cette interrogation car l'enjeu associé est de réduire les émissions de CO_2 et CH_4. En effet, la redistribution à long terme du carbone atmosphérique dans d'autres compartiments réduit le bilan des émissions de GES. Certaines études abordent un seul de ces éléments, d'autres les abordent ensemble, en même temps parfois que la séquestration du carbone. L'effet d'une retenue seule sur les gaz à effet de serre n'est certainement pas significatif, et n'a pas de lien direct avec la qualité de l'environnement aquatique, qui est le sujet de cette expertise. Toutefois, compte tenu du nombre élevé de ces aménagements à l'échelle globale, il a semblé pertinent de chercher à évaluer si leur effet cumulé est significatif ou non (Cf Encadré sur les effets large échelle). Ce paragraphe analyse d'abord les processus en jeu à l'échelle d'une retenue isolée.

VIII.1.6.a Processus en jeu

Du carbone organique (CO) est généralement présent dans les retenues. Il provient de la matière organique (MO) du sol inondé par la mise en eau de la retenue et de la décomposition de la biomasse submergée, de la MO issue par la sénescence de la production primaire dans la retenue, de la MO apportée par les sédiments issus de l'érosion des sols

environnants. Son accumulation dans la retenue est considérée comme une séquestration du C atmosphérique, à plus ou moins long terme. Les retenues sont également à l'inverse des sources de GES car d'une part l'inondation par les retenues de surfaces végétalisées supprime le stockage de C induit par la photosynthèse de la végétation, d'autre part la MO stockée peut libérer en se minéralisant du dioxyde de carbone et du méthane (Figure 43).



- CO_2 est produit en présence d'oxygène.
- 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 43 : Schéma simplifié du devenir du carbone et d'émission de GES dans une retenue

VIII.1.6.b Effets observés, déterminants

Les flux de GES sont mesurés selon des techniques différentes selon que les études cherchent à mesurer les échanges atmosphériques à la surface de la retenue (méthodes diffusives), le dégazage à partir des sédiments au fond de la retenue, ou les concentrations en gaz dans la colonne d'eau (sonde multiparamètres ou analyse par chromatographie en phase gazeuse après échantillonnage).

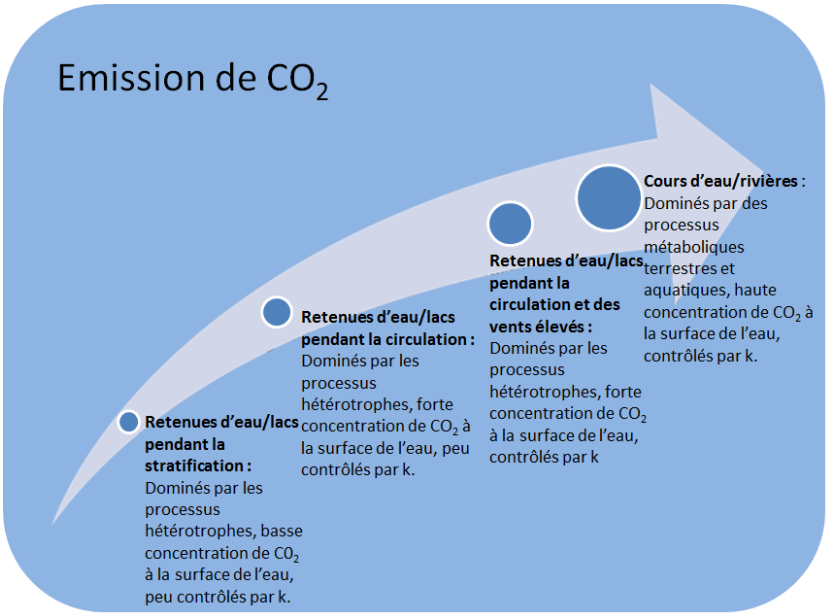


Figure 44 : Présentation schématique de l'effet de différents mécanismes de régulation sur les émissions de CO_2 (par unité de surface) des rivières et lacs peu ventés. k est la vitesse de transfert du gaz. Le flux de CO_2 est égal à la différence des concentrations de CO_2 dans l'eau et dans l'air, multiplié par k : $FCO_2 = (CO_2$ water $- CO_2$ air$) \times k$. Halbedel 2013

Les flux de CO_2 et CH_4 mesurés sont très variables, allant de 700 à 4500 mg/m²/jour pour le CO2 à 3 à 4500 mg/m²/jour pour le CH_4. Ils varient notamment en fonction de la quantité et de la qualité de MO inondée, de l'âge de la retenue (la MO inondée résiduelle devient moins labile), de la température de l'eau qui accélère les réactions de décomposition, et de l'importance de la production primaire : le cycle de vie de cette dernière induit une saisonnalité des fonctions puits et

source. La présence d'une stratification, qui s'accompagne d'une baisse des teneurs en O_2 en profondeur, et oriente l'activité bactérienne à l'origine des émissions de GES, est également un facteur d'influence. En milieu tempéré, il existe ainsi une saisonnalité de l'émission de CO_2 liée à la stratification : en été les retenues sont des puits de CO_2 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 CO_2 issu de la minéralisation de la MO. Les réservoirs deviennent alors des sources de CO_2. Les émissions de CO_2 par les rivières sont toutefois plus importantes que celles des réservoirs, du fait que les eaux des rivières sont sursaturées en CO2, dont la turbulence des écoulements favorise l'émission vers l'atmosphère (Figure 44).

A l'inverse, les retenues se comportent systématiquement comme des sources de CH4, et les émissions, qui semblent liées au taux d'accumulation de sédiments organiques, l'emportent sur celles issues de rivières. Une profondeur de retenue faible semble favoriser l'émission de CH_4, sans doute parce qu'alors la diffusion de ce gaz vers l'atmosphère se produit avant que son oxydation en CO_2 ne survienne. Le dégazage de CH_4 à partir des sédiments dépend par ailleurs de la pression atmosphérique et de la température.

Pour ce qui concerne la séquestration du carbone organique dans une retenue, elle est liée au taux annuel net d'accumulation de sédiments. Pour un ensemble de petites retenues agricoles, le taux de séquestration de C est ainsi positivement corrélé à la surface du bassin versant amont, mais négativement à la surface de la retenue, la sédimentation par unité de surface devenant moins « efficace » quand la surface de la retenue s'accroit. 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 et semblent également plus efficaces que les lacs naturels (Figure 45. Pour des étangs d'aquaculture, le flux de C stocké est estimé entre 28 et 333 g /m²/an, 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.

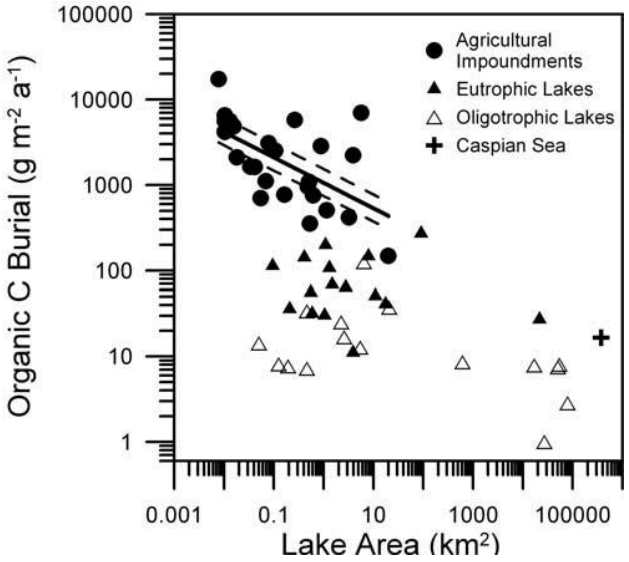


Figure 45 : Quantité de carbone séquestré par unité de surface et par année, en fonction de la nature du plan d'eau et de sa surface. Downing 2008

Les études traitant des émissions de N_2O sont peu nombreuses, elles concluent à des émissions modérées, semblables à celles des lacs naturels.

Au final, **les retenues peuvent dans le même temps séquestrer du carbone sous forme de matière organique, et contribuer à l'émission de CO_2 et CH_4**. 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. Pour les retenues installées sur des rivières, il semble que l'émission de CO_2 soit plus importante dans la rivière que dans la retenue, l'ordre étant inversé pour CH_4. Du point de vue méthodologique, il serait nécessaire de prendre en compte à la fois la variabilité spatiale (mesures effectuées souvent en un seul point de la retenue) et temporelle (saisonnalité et variabilité inter-annuelle) des processus pour pouvoir aboutir à des bilans complets des flux en jeu.

AUTEURS ET CONTRIBUTEURS DE L'EXPERTISE

Experts :

Marc BABUT, Irstea

Jérôme BELLIARD, Irstea

Ivan BERNEZ, Agrocampus Ouest

Delphine BURGER-LEENHARDT, INRA

Jean-Marcel DORIOZ, INRA

Olivier DOUEZ, BRGM

Simon DUFOUR, Université de Rennes 2

Catherine GRIMALDI, INRA

Florence HABETS, CNRS

Yves LE BISSONNAIS, INRA

Jérôme MOLENAT, INRA

Anne-Julia ROLLET, Université de Caen

Véronique ROSSET, Irstea

Sabine SAUVAGE, Ecolab

Philippe USSEGLIO-POLATERA, Université de Lorraine

Equipe projet :

Nadia CARLUER, responsable scientifique de l'étude, Irsta

Béatrice LEBLANC, coordinatrice de l'étude, Irstea

Sarah MOSNIER, chargée de communication, Irstea

Documentalistes :

Anne-Laure ACHARD, Irstea

Marie-Pascale BALIGAND, Irstea

Sybille De MARESCHAL, Irstea

Relecteurs scientifiques :

Alain CRAVE, CNRS

Frédéric DELAY, Université de Strasbourg

Bernard MONTUELLE, Inra

Jean-Marie MOUCHEL, Université Pierre et Marie Curie

Synthèse de l'expertise scientifique collective réalisée par Irstea, en partenariat avec l'Inra,
à la demande du Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, avec l'appui de l'Onema.

Mai 2016