



Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des cours d'eau.

Evelyne Tales, Jérôme Belliard, Sarah Beslagic, F. Stefani, G. Tartari, C. Wolter

► To cite this version:

Evelyne Tales, Jérôme Belliard, Sarah Beslagic, F. Stefani, G. Tartari, et al.. Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des cours d'eau.. Lestel, L.; Carré, C. Les rivières urbaines et leur pollution, Quae-NSS Dialogues, pp.242-252, 2017, Quae-NSS Dialogues, 978-2-7592-2582-8. hal-01720375

HAL Id: hal-01720375

<https://hal.science/hal-01720375>

Submitted on 1 Mar 2018

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.

Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des cours d'eau.

Evelyn Tales, Jérôme Belliard, Sarah Beslagic, Fabrizio Stefani, Gianni Tartari et Christian Wolter.

Actuellement, plus de la moitié de la population mondiale vit en milieu urbain et cette proportion atteint près de 80% dans les régions les plus développées du monde. Par ailleurs il est prévu que le nombre d'habitants des villes dans le monde augmente de 2,6 milliards d'ici 2050 (UN, 2012). Une des conséquences de cette urbanisation est l'accroissement de la demande locale en eau douce et par conséquent, l'aménagement des écosystèmes aquatiques pour la satisfaire, ce qui entraîne souvent leur altération.

Les écosystèmes urbains ont longtemps été négligés par les écologues parce qu'ils ont été considérés comme des systèmes naturels dégradés, de faible valeur écologique. Ainsi, les cours d'eau urbains, au même titre que les autres écosystèmes urbains, ont été jusqu'à récemment dénués d'intérêt comme objets d'études en écologie (Francis, 2012). Cependant, dans l'Union Européenne, la publication de la Directive Cadre sur l'Eau a obligé les gestionnaires des milieux aquatiques à qualifier toutes les masses d'eau. Cette directive implique notamment l'atteinte du bon état écologique d'ici 2015 pour toutes les masses d'eau, ce qui constitue un défi pour celles qui sont le plus dégradées. Cet objectif oblige à définir des conditions de référence pour les milieux aquatiques. Une analyse des données historiques peut permettre de reconstruire les trajectoires des milieux aquatiques en liaison avec les impacts anthropiques.

Dans cette étude, la comparaison de l'évolution de trois grandes villes, Paris, Milan et Berlin, et leur impact sur les cours d'eau qui les traversent, la Seine, le Lambro et la Spree est menée relativement aux peuplements de poissons. Le cas de la Senne bruxelloise ne peut pas être traité, compte tenu de son évolution historique particulière. Entièrement recouverte depuis le début du XX^e siècle, elle n'héberge plus du tout de poissons (IBGE, 2009).

Territoires et milieux aquatiques

Les trois cas étudiés sont comparables, de par l'importance de la taille de la ville relativement à celle des cours d'eau (voir le tableau 1-1). Néanmoins des différences sont notables. Les agglomérations de Berlin et de Milan, à la différence de Paris, ne sont pas seulement traversées par un cours d'eau principal. À Berlin, 6,7% de la surface de l'agglomération est occupée par des milieux aquatiques plus ou moins connectés entre eux. Les trois grands lacs, Müggelsee (743 ha), Tegeler See (384 ha) and Wannsee (276 ha) sont reliés par des cours d'eau, la Spree, la Havel et la Dahme (au linéaire respectif dans la traversée de la ville de 45, 27 et 16 km) mais aussi par des canaux. La ville de Milan est située entre deux cours d'eau, le Lambro et son affluent, le Lambro méridional (aussi appelé Olona dans sa partie supérieure). D'anciens canaux artificiels, les navigli, sont nombreux à parcourir la ville, alimentés par deux affluents principaux du Po : depuis l'ouest, le Tessin et depuis l'est, l'Adda. L'implantation de Milan au milieu d'une plaine plutôt que sur les berges du Lambro est due à la présence d'une importante nappe phréatique. À l'inverse, la situation hydrographique de Paris est beaucoup plus simple. L'axe majeur est constitué par la Seine, recevant deux tributaires, en amont la Marne et en aval de la ville, l'Oise. Des milieux aquatiques artificiels sont également présents, canaux, étangs ou ballastières en eau, mais ils sont isolés de la Seine, à l'exception du canal Saint-Martin.

Dans tous les cas, l'impact de la ville se mesure relativement à la taille du cours d'eau, la quantité de population n'ayant pas de sens propre. La pression anthropique exercée, tous usages confondus (industriels et domestiques), peut être estimée à l'aide d'indicateurs globaux tels que la quantité d'eau disponible par habitant. En calculant le ratio du débit moyen annuel

divisé par le nombre d'habitants, Berlin semble être la ville pour laquelle la pression est la plus forte (1 166 litres par habitant et par jour) suivie par Milan (1 625 L/hbts/j) et Paris (2 419 L/hbts/j). Cette estimation n'est qu'une indication globale qui ne tient pas compte notamment des transports d'eau et de l'utilisation des eaux souterraines comme source d'eau potable. Elle permet toutefois de conclure qu'aucune des trois villes n'est proche de la situation de pénurie, celle-ci étant définie en-dessous du seuil de 100 litres par habitant et par jour, indépendamment de la qualité de la ressource en eau (McDonald *et al.*, 2011).

Évolution de l'urbanisation et des pressions anthropiques

La forte urbanisation des villes influence les écosystèmes aquatiques. Les changements d'occupation des sols ainsi que l'accroissement de la population et des activités au sein des villes entraînent des altérations de la qualité des eaux et de la qualité hydromorphologique des milieux. Le processus d'urbanisation est premièrement associé à un fort accroissement de la population. Si au début, ce sont les villes elles-mêmes qui grossissent, par la suite l'installation de la population se fait à leur périphérie. Ainsi, les limites des villes s'étendent progressivement. Ce phénomène est observé à Paris dès les années 1840, pendant lesquelles la population parisienne excédait 1 million d'habitants alors que les banlieues comptaient déjà 400 000 habitants (Barles, 2007). Actuellement, la population de l'agglomération parisienne continue à augmenter tandis que celle de Paris intra-muros est stable depuis plusieurs décennies.

Dans le bassin du Lambro, la population totale est passée de 1,1 million à 2,6 millions d'habitants entre 1861 et la Seconde guerre mondiale. Depuis, la population a de nouveau doublé durant la période de boom économique, atteignant 4,9 millions d'habitants en 2001. Pendant la première période, Milan est la zone la plus peuplée du bassin versant. Après la Seconde guerre mondiale, la pression urbaine se développe surtout dans la région nord de Milan. Ainsi, jusque dans les années 1950, elle s'exerce sur le Lambro au sein de la zone urbaine de Milan alors qu'actuellement, c'est dans les régions nord que le Lambro est impacté, beaucoup plus que dans la ville elle-même.

La ville jumelle Cölln et Berlin (mentionnées pour la première fois respectivement en 1237 et 1244) a été fondée à l'aplomb d'un gué sur la Spree. À partir d'une petite implantation à la frontière du territoire des tribus slaves, Berlin a développé un centre urbain d'une surface de 892 km² autour de la Basse Spree, près de la confluence avec la Havel, sa population étant passée de 284 000 habitants en 1837 à 3,46 millions en 2010 (Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2011).

Avec l'augmentation de la population urbaine se pose le problème de l'élimination de déchets en quantité. Se débarrasser des déchets dans les rivières constitue un moyen traditionnel d'élimination des eaux usées et des déchets domestiques quand les précipitations sont suffisantes. Tandis que dans la plupart des sociétés traditionnelles, basées sur l'activité agricole, les déchets domestiques et les matières fécales sont utilisés pour les cultures, leur élimination via les eaux courantes est le résultat de l'urbanisation. Dans le cas de Paris, la dégradation de la qualité des eaux de la Seine en raison des rejets d'eaux usées domestiques n'est pas récente. En 1325 le roi Jean le Bon interdit le nettoyage des rues de Paris quand il pleut et ordonne que les déchets soient transportés hors de la cité. Avec la révolution industrielle, la détérioration de la qualité de l'eau utilisée pour l'élimination des déchets devient localement sévère. Au cours du siècle dernier, des systèmes de collecte des rejets d'eaux usées sont construits. Le processus s'accélère de la fin du XIX^e siècle jusqu'à la fin des années 1960 (Boët *et al.*, 1999).

La situation de Berlin est similaire. Au XIX^e siècle, avec le début de l'industrialisation et de la croissance de la population urbaine, la pollution de la Spree augmente sévèrement (Watolla, 1943) et la qualité de l'eau se dégrade particulièrement au centre de la ville. La charge polluante de la Havel et de la Spree recevant les eaux usées industrielles et domestiques

atteint un niveau tel que des mortalités massives de poissons sont observées fréquemment et impactent significativement les pêcheries. Maintenir les poissons vivants dans la Spree les jours de marché devint impossible (Lehmann, 1925). Les rejets domestiques étaient directement dirigés dans les cours d'eau durant la nuit (dans la Spree à partir de Jungfernbrücke) ou entraînés par des eaux usées et pluviales dans des réseaux de caniveau vers les systèmes aquatiques les plus proches. Le problème de pollution des cours d'eau s'est fortement accéléré avec le développement des toilettes humides installées en nombre à partir des années 1860, leurs eaux étant rejetées dans des caniveaux déjà surchargés. Suite à l'expansion rapide de la surface de la ville, de la croissance de la population et des problèmes de pollution inhérents, Berlin a commencé à construire un système de collecte des déchets moderne. La première ferme de traitement d'eaux usées de Berlin a été mise en route en 1876 (Bärthel, 2003, Mohajeri, 2005). Même après le remplacement des champs d'épandage par les stations d'épuration des eaux usées (achevé en 1980), la charge en nutriments des eaux de Berlin a continué à augmenter jusqu'aux années 1990 (Le Xuan, 2008). Cette tendance s'est inversée à la fin des années 1990.

En plus des impacts sur la qualité de l'eau, l'urbanisation et l'accroissement de la population ont causé des altérations hydromorphologiques des cours d'eau. Dans la région de Berlin-Brandenburg, les premiers signes d'impact anthropique significatif datent d'il y a 3 000 à 4 000 ans. Aux environs de 3 500 ans avant notre ère, à la fin de l'âge de bronze, une première modification de la Spree semble avoir été réalisée, déviant son débit du nord-ouest vers l'est (Goldmann, 1982). La première déforestation à grande échelle et l'eutrophisation qui s'en est suivie a été datée d'il y a 2 000 ans (Schelski, 1997 ; Schönfelder, 2000). Néanmoins, les altérations les plus significatives ont débuté avec la construction des moulins à eau, entraînant celle de barrages dès le X^e siècle à Spandau (von Müller, 1986 ; Driescher, 2003). Au cours de la période médiévale, le nombre des moulins a augmenté pour atteindre son apogée en Europe de l'ouest. Dans le bassin de la Seine, on peut estimer qu'au milieu du XIV^e siècle, l'équipement en moulins des petites rivières atteignait un niveau comparable en nombre à celui du XIX^e siècle (Tales *et al.*, 2008). À la même période, l'installation de pêcheries apparaît, soit sous la forme d'étangs de pisciculture, soit sous celle de petits barrages à poissons bloquant les chenaux des cours d'eau. Dans Paris, il y avait des pêcheries bien connues installées sous les ponts, comme les Pont Marie et Pont aux meuniers. Près de Berlin, il a dû y avoir près de 400 barrages à poissons à la fin du XIV^e siècle (Bestehorn, 1913). En 1823, 73 barrages à poissons étaient encore en fonctionnement sur les 60 kilomètres de la basse Spree, jusqu'à son exutoire (Arand, 1932).

La dernière altération morphologique majeure est constituée par les aménagements pour transformer les cours d'eau en voies navigables durant le XIX^e siècle. Sur la Seine, le barrage de Poses, actuellement le plus en aval, a été construit en 1850 et doublé en 1864 par le barrage de Martot (détruit par la suite). La modification du chenal pour la navigation s'est intensifiée à partir de 1879 par la construction de plusieurs barrages plus grands qui ont fortement impacté les migrations des poissons. En 1886, l'extension du barrage de Poses modifia le dernier secteur naturel de la Basse Seine (Belliard *et al.*, 2009). Au même moment, entre 1845 et 1859, la Spree dans Berlin a été entièrement régulée et chenalisée pour la première fois et cinq canaux furent construits (Natzschka, 1971). Après la première régulation de la Basse Havel à Berlin entre 1875 et 1890, le trafic fluvial augmenta jusqu'à une moyenne de 400 bateaux par jour et un volume total de 6,3 millions de tonnes par an (Natzschka, 1971). La seconde chenalisation de la Spree pour élargir le chenal de navigation a été menée de 1883 à 1887 et un nouveau barrage fut construit à Charlottenburg en 1885.

Au contraire, le Lambro n'a pas subi de tels travaux d'aménagement pour la navigation. Des réseaux de canaux existaient dans Milan, datant du Moyen-Âge. Au moment de

l'industrialisation, le développement des transports va se tourner vers les chemins de fer, le réseau de canaux existant étant obsolète. Ainsi, le Lambro a encore un chenal relativement naturel, avec une hydromorphologie à méandres et des substrats variés.

La faune pisciaire des trois cours d'eau

Globalement, la faune des poissons des trois cours d'eau comprend 66 espèces, avec 46 espèces à Paris, 47 à Berlin et 43 à Milan, en tenant compte des espèces éteintes et non-natives. Finalement, en dépit des différences de taille entre ces trois cours d'eau, la richesse taxonomique est comparable. C'est surprenant pour le Lambro qui est plus petit que la Seine et la Spree, mais il héberge de nombreuses espèces endémiques (11 espèces) en raison de son histoire biogéographique. En effet, dans les régions méditerranéennes dont le Lambro fait partie, une relation curvilinéaire positive existe entre la richesse spécifique totale et la richesse en espèce endémique (Reyjol *et al.*, 2008). En revanche, cette relation n'est pas observée dans les cours d'eau du nord de l'Europe parce que la faune des poissons de cette région a subi des extinctions lors des derniers maxima glaciaires.

Les trois cours d'eau partagent 24 espèces communes parmi lesquelles 5 sont non-natives dans les trois bassins (*S. fontinalis*, *L. gibbosus*, *A. melas*, le pseudorasbora venant d'Asie et la truite arc-en-ciel étant d'origine nord-américaine). Parmi les dix-neuf espèces restantes, certaines sont autochtones dans un cours d'eau mais introduites dans les autres, par exemple, l'aspe est originellement présent dans la Spree mais introduit dans la Seine et le Lambro, de même que le silure et le sandre. Trois espèces, le barbeau fluviatile, la brème commune et la bouvière sont allochtones seulement dans le Lambro. Pour ces espèces, leur occurrence dans tous les bassins correspond à une expansion de leur aire de distribution par diffusion plutôt que par translocation.

Le nombre d'espèces éteintes est maximal pour le Lambro (11 espèces), suivi par la Spree et la Seine avec respectivement, 10 et 3 espèces éteintes. Parmi cette catégorie d'espèces dans le Lambro, cinq étaient endémiques. Il est bien connu que les espèces endémiques sont sensibles à l'extinction par rapport aux espèces dont la distribution est plus large, et particulièrement pour les espèces de poissons qui sont naturellement piégées dans les bassins versants. Par ailleurs, les espèces éteintes sont pour la plupart des migrateurs, représentants des familles des Petromyzontidae, Acipenseridae et Clupeidae.

En comparaison, la Seine dans Paris héberge un plus grand nombre d'espèces non-natives (19 espèces) que le Lambro dans Milan (16 espèces) et la Spree dans Berlin (9 espèces). Dans ce dernier site, ces espèces n'ont été trouvées qu'en faible abondance, voire de l'ordre d'un individu isolé. Elles sont d'importance mineure et leur cas ne sera pas discuté plus en détail (Wolter & Röhr, 2010). À l'origine, la faune de la Spree était la plus riche : comme évoqué précédemment, plusieurs espèces autochtones de la Spree sont considérées comme introduites dans les deux autres cours d'eau. Les espèces non-natives dans la Spree sont originaires d'autres continents que l'Europe. En contraste, comme les autres cours d'eau ouest-européens, la faune de la Seine est naturellement appauvrie en raison de l'isolement relatif de ce bassin par rapport au refuge glaciaire ponto-caspien (Belliard, 1994). Au début du XIX^e siècle, les taxons non-natifs étaient déjà présents mais demeuraient marginaux, comme la carpe ou le carassin. Progressivement, durant les XIX^e et XX^e siècles, les espèces provenant de bassins proches ont colonisé le bassin de la Seine par l'intermédiaire des interconnexions entre canaux et voies d'eau ; c'est le cas pour la grémille, le sandre et le hotu. Dans la même période, la Seine a aussi été colonisée par les mêmes espèces allochtones que la Spree. C'est pourquoi le nombre d'espèces introduites est relativement important dans la Seine. Contrairement à la Seine et la Spree, le Lambro n'a pas été aménagé pour la navigation et ainsi, sa faune a peut-être été partiellement protégée des invasions des espèces se déplaçant

par les voies navigables, invasions qui n'ont pas pu être évitées totalement.

La disparition des espèces diadromes

Les premiers changements observés sont l'extinction progressive de plusieurs espèces diadromes. Dès que les cours d'eau ont commencé à être fragmentés, ces espèces ont été menacées parce que leur cycle de vie dépend des migrations entre le milieu marin et les eaux douces. En Europe de l'ouest, la fragmentation des habitats apparaît avec l'implantation des moulins au cours du Moyen-Age. Elle est considérée comme la raison principale de la disparition du saumon atlantique des eaux de Berlin. Le blocage extensif des voies de migration a par conséquent conduit à la capture du dernier saumon à Berlin le 12 février 1787 (Krünitz, 1792). Une large population de saumon atlantique fréquentait la Seine jusqu'au début du XIX^e siècle (Perrier *et al.*, 2010). Cette population a progressivement décliné jusqu'à la fin du XIX^e siècle en raison de l'obstruction à la migration, la chenalisation, et la dégradation chronique de la qualité de l'eau par la pollution industrielle et domestique (Belliard *et al.*, 2009).

La disparition des autres espèces anadromes a suivi celle du saumon atlantique dans les eaux de Berlin : l'esturgeon européen, la lamproie marine et la lamproie de rivière. La dernière capture de lamproie marine a eu lieu dans la Havel à Spandau près de la confluence avec la Spree en 1868. Les derniers esturgeons capturés dans la Basse Spree à Berlin étaient des individus de 2,35m de long en 1860, de 1,95m en juin 1867 et de 2,4m en 1868 (Friedel, 1886). Les dernières lamproies de rivière ont disparu vers 1875 (Wittmack, 1875).

De manière analogue, dans le bassin de la Seine, beaucoup d'espèces étaient déjà en train de décliner dès le XIX^e siècle : les captures d'esturgeon étaient devenues exceptionnelles. Son déclin aurait d'ailleurs probablement débuté dès le Moyen-Âge sur ce bassin, les restes osseux retrouvés en contexte archéologique se faisant de plus en plus rares dès le XII^e siècle (Clavel, 2001). En revanche, la grande alose était une des espèces migratrices la plus répandue dans le bassin de la Seine dans la première partie du XIX^e siècle. A cette époque, la grande alose migrait en amont de la Seine, au-delà de Paris, vers la Côte d'Or (Ray, 1851), et jusqu'à Auxerre sur l'Yonne (Moreau, 1881), qui représentait le point extrême de remontée pour cette espèce à la fin du XIX^e siècle (Vincent, 1894). Par ailleurs, la grande alose remontait également sur l'Aisne via l'Oise jusque dans les Ardennes (Euzenat *et al.*, 1992). À la fin du XVIII^e siècle, elle était aussi présente dans l'Eure, la Marne et son tributaire l'Ornain (Keith *et al.*, 1992). La grande alose était intensivement exploitée par les pêcheries commerciales dans la Basse Seine : entre 1874 et 1884 plusieurs douzaines de tonnes de poissons étaient capturées dans les pêcheries de la région de Rouen (Euzenat *et al.*, 1992). Le déclin des stocks de migrateurs, particulièrement la grande alose, a été plus important dans la deuxième partie du XIX^e siècle (Rochard *et al.*, 2007). Il est attribuable au cours de cette période à la construction de systèmes de barrages et d'écluses pour les besoins de la navigation. Plus tard, les captures de grande alose dans la Basse Seine ont dramatiquement décliné à la suite de l'extension du barrage de Poses en 1886 et, en 1897, « pas plus de 20 poissons ont été capturés au cours de la saison entière » (Gadeau de Kerville, 1897). Malgré des tentatives de repeuplement menées en Seine aval à la fin du XIX^e siècle, l'espèce a poursuivi son déclin et était considérée comme éteinte dans le bassin de la Seine au début du XX^e siècle (Roule, 1920). L'alose semble, en effet, avoir alors complètement déserté le bassin de la Seine : on ne relevait plus sa présence dans les cours d'eau qu'elle fréquentait encore à la fin du XIX^e siècle comme l'Oise, l'Aisne, la Marne, l'Aube ou encore l'Yonne.

À notre connaissance, il n'y a pas de données historiques comparables concernant les poissons du Lambro. Les travaux de Pavesi (1896) et Mazzarelli (1906) fournissent essentiellement des listes faunistiques pour les poissons du Lambro. Par ailleurs, la liste de

Pavesi est loin d'être exhaustive, ce dernier se focalisant surtout sur les espèces d'intérêt commercial ou halieutique. Néanmoins, il mentionne trois espèces migratrices - l'esturgeon européen, l'aloise feinte et l'anguille - dans le Bas Lambro alors qu'actuellement, seule la présence de l'anguille est mentionnée même si cette espèce est rare et très localisée. Bien que le Lambro n'ait pas été modifié pour la navigation, il est probable que les aménagements qu'a subis le Po aient mené à l'extinction de ces espèces, de la même manière que dans la Spree et la Seine. Il est intéressant de noter que l'anguille est la seule espèce migratrice encore présente, sauf dans le Lambro où elle est considérée comme éteinte. Dans la Spree, l'éperlan est encore recensé, mais cette espèce ne l'a jamais été dans la Seine dans Paris, ni dans le Lambro à Milan. En résumé, la plupart des espèces migratrices se sont éteintes au début du XX^e siècle dans les trois cours d'eau principalement à cause des premiers aménagements altérant l'hydromorphologie des chenaux.

Évolution contemporaine des peuplements de poissons

Si la disparition des espèces migratrices est le premier signe de dégradation du cours d'eau, le peuplement de poissons dans son ensemble a été affecté au cours du XX^e siècle. La régulation des cours d'eau a aussi eu des effets délétères sur la dynamique fluviale, les vitesses d'écoulement et le transport solide. La réduction des vitesses de courant a augmenté la sédimentation des substrats fins, entraînant le colmatage des substrats plus grossiers et ainsi, la disparition substantielle de zones de frayères pour les espèces lithophiles dans les secteurs régulés. Dans la Spree, les espèces typiques d'eaux courantes ont disparu (le barbeau et la vimbe) ou fortement décliné (la lote) du fait de la disparition à grande échelle de zones lotiques causée par la régulation (Wolter, 1999, 2007 ; Wolter *et al.*, 2003). Le changement drastique de l'hydromorphologie fluviale de la zone à barbeau en zone à brème s'est manifesté par la capture du dernier barbeau en 1965. La réduction des vitesses de courant a aussi accru le temps de résidence de l'eau et par là-même la croissance du plancton et la demande chimique en oxygène mais également la pression des polluants. En même temps, la réduction des vitesses d'écoulement a entraîné la diminution de zones de réoxygénation naturelle. Globalement, la régulation des cours d'eau par la création de barrages et de zones de retenue a significativement accéléré les impacts de la pollution croissante, entraînant des changements dans le peuplement de poissons.

À Berlin, les champs d'épandage ont pollué leur bassin de drainage, les petits tributaires de la Havel et de la Spree (Tegeler Fließ, Panke et Wuhle) entraînant le changement radical de leur peuplement de poissons. Les derniers représentants de loche franche et lamproie de Planer ont été signalés dans la Panke vers 1920 (Wolter, 1999 ; Wolter *et al.*, 2002). Néanmoins, le déclin attendu de l'abondance et de la richesse en espèces de poissons en raison de la pollution et du manque d'oxygène ne peut pas être quantifié à cause de l'absence de données. Excepté dans quelques secteurs de la Spree pour lesquels l'absence d'invertébrés et de poissons est notée (Lehmann, 1925), il n'existait avant 1946 ni observations, ni statistiques de pêche. À partir de 1950, les données de pêcheries peuvent être exploitées pour estimer l'évolution des communautés. En réponse à l'apport croissant de nutriments, certaines espèces deviennent abondantes. Des captures élevées de poissons fourrages donnent une indication du niveau d'eutrophisation car ce sont essentiellement des espèces de Cyprinidae (gardon, brèmes commune et bordelière, ablette) ainsi que de la perche, espèces dont la taille ne permet pas la commercialisation comme poisson pour l'alimentation humaine. L'eutrophisation des cours d'eau mène typiquement au développement en masse de ces espèces à faible croissance. C'est à partir des années 1990 que le déclin des captures de poissons fourrages et de leur production est observé en réponse probable à l'amélioration de la qualité de l'eau. Ce déclin tend néanmoins à surestimer cette amélioration, indépendamment des conditions de productivité des eaux courantes, car il correspond à la diminution de la demande pour les

poissons fourrages. D'autres motifs de ce déclin pourraient être la présence de contaminants dans les poissons (PCB notamment) ainsi que les changements politiques liés à la chute du mur, entraînant de nouveaux modes de gestion des pêcheries berlinoises (Wolter *et al.*, 2000).

Dans le Lambro, des données disponibles à partir de 2000 indiquent aussi une amélioration de la qualité des eaux. Il est vraisemblable que l'absence de données dans les décennies précédentes signifie qu'il n'y avait pas ou peu de poissons dans plusieurs secteurs du cours d'eau. Par exemple, Battegazzore signale en 1991 « depuis longtemps, aucun poisson n'est capable de survivre dans le Lambro à l'aval de Monza » (Battegazzore *et al.*, 1992). Des données récentes témoignent de l'amélioration de l'état écologique du Lambro, notamment dans sa partie supérieure. Vingt-cinq espèces sont recensées parmi lesquelles quatre sont considérées comme sensibles (GRAIA, 2007). Néanmoins, même dans ce secteur, des espèces non-natives sont présentes. À l'aval de Milan, la diversité spécifique diminue rapidement à l'aval du rejet de la station d'épuration : seulement 5 espèces sont notées localement. La richesse spécifique augmente de nouveau à l'approche de la confluence avec le Pô, mais demeure très faible en comparaison avec celle de la faune d'origine.

Tableau 6-3. Structure actuelle du peuplement de poissons du Lambro selon le statut des espèces (Rossi *et al.* 2009, Graia, 2007).

	Nombre d'espèces (2000-2007 analyse cumulée)		
	Tolérante/Non tolérante	Migratrice	Native/ Non-native
Lambro supérieur	8/4	1	15/13
Lambro inférieur	7/2	0	10/11

Concernant la Seine, les peuplements de poissons ont été échantillonnés régulièrement dans Paris et ses abords depuis 1980. Avant cette période, aucune donnée quantitative n'est disponible. Néanmoins, durant les années 1960 puis 1970, le peuplement de poissons était sans doute très limité en raison de la mauvaise qualité des eaux, notamment la très faible concentration en oxygène dissous. Seules les espèces les plus tolérantes pouvaient subsister, telle que le gardon. Jusqu'aux années 1990, en dépit de l'amélioration de la collecte et du traitement des eaux usées, les peuplements de poissons demeuraient affectés par la mauvaise qualité d'eau, résultant notamment d'épisodes pluvieux. La teneur en oxygène dissous diminuait de manière importante suite aux rejets d'eaux pluviales dans la Seine (Even *et al.*, 2007). Un impact de ces effluents se manifestait par des mortalités massives de poissons. À partir de 1978, de tels événements étaient observés entre mai et juillet, quand la teneur en oxygène dissous était particulièrement basse et en période d'activité biologique (Boët *et al.*, 1994). Après plusieurs mortalités estivales de poissons, il a été remédié à ces problèmes de surverse des eaux pluviales en installant des systèmes de réoxygénation en amont des sites particulièrement impactés par ces rejets. Avec la prise en charge des rejets d'eaux pluviales et l'accroissement de la capacité des stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines parisiennes (deux nouvelles stations construites, à Valenton en amont en 1987 et à Colombes en aval en 1998), des premiers signes d'amélioration du peuplement de poissons apparaissent au cours des années 1990.

Conclusions

En dépit des différences entre les trois cours d'eau liées à leurs caractéristiques naturelles ou

au contexte historique, les peuplements de poissons semblent répondre de manière similaire à l'urbanisation et à ses effets sur les cours d'eau. Leur dégradation est évidente : elle s'est déroulée en deux phases. La disparition des espèces migratrices est le premier changement constaté, résultant des travaux d'aménagement des cours d'eau pour la navigation au début du XX^e siècle. Dans le Lambro, cet effet est indirect car il n'a pas été modifié par ce type de travaux mais le Pô, lui, a subi des interventions anthropiques pour sa navigation. C'est en fait l'urbanisation de la région liée aux activités économiques qui a entraîné la nécessité de ces aménagements pour transporter les marchandises échangées, provisions ou produits manufacturés. Ainsi la voie des migrateurs du Lambro, empruntant le Pô depuis la mer, a été rompue. D'autres espèces, sensibles aux conditions morphologiques des cours d'eau, vont régresser par la suite dans le peuplement au bénéfice d'espèces plus tolérantes. La deuxième phase de dégradation des peuplements de poissons va jusqu'aux années 1990, durant laquelle la pollution de l'eau devient le facteur limitant. Avec l'accroissement des activités industrielles et agricoles en lien avec l'augmentation de la population urbaine, des charges de polluants atteignent les cours d'eau et nuisent à leur qualité en dépit de progrès parallèles dans le domaine du traitement et de la collecte des rejets d'eaux usées.

Depuis les années 1990, la qualité de l'eau s'améliore dans les trois cours d'eau. Dans le Lambro, cette tendance apparaît plus tardivement, plutôt à partir de 2005 avec la mise en fonctionnement de la station d'épuration de Milan. Dans la Seine, cette amélioration se traduit par des signes de recolonisation potentielle d'espèces diadromes, la grande alose et le saumon en particulier, qui ne sont plus stoppées dans leur migration en aval des sites auparavant appauvris en oxygène dissous de manière chronique (Belliard *et al.*, 2009, Perrier *et al.*, 2010).

Plus globalement, à l'échelle du continent européen dont ces trois cours d'eau reflètent la diversité naturelle, l'urbanisation mène à l'homogénéisation biotique des peuplements de poissons. En effet, les peuplements de ces trois cours d'eau qui étaient différents au début du XX^e siècle sont devenus assez comparables en l'état actuel par le biais de deux processus : l'expansion des espèces non-natives et l'extinction des espèces endémiques. Ces dernières, caractéristiques du peuplement originel méditerranéen du Lambro, ont disparu au profit d'espèces non-natives. Quantitativement, il n'y a pas de perte de biodiversité puisque le nombre d'espèces disparues est compensé par celui des espèces nouvellement introduites. Cependant, à l'échelle continentale, ces changements de composition des peuplements se traduisent par une perte de diversité puisque les peuplements de poissons deviennent progressivement similaires, quelle que soit la zone biogéographique considérée. À l'époque de la restauration des cours d'eau européens prônée par la Directive Cadre sur l'Eau pour améliorer leur état écologique, il faut constater que certains de ces changements résultant de l'anthropisation des cours d'eau, notamment de l'urbanisation, ne seront pas réversibles.

Bibliographie

- Amt für Statistik Berlin-Brandenburg, 2011. *Statistisches Jahrbuch 2011*, Berlin, Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Arand M., 1932. Die Geschichte des Fischereiwesens in Berlin und in Stralau bis zur Einführung der Gewerbefreiheit. *Archiv für Fischereigeschichte*, 16, 1-145.
- Barles S., 2007. Feeding the city: food consumption and flow of nitrogen, Paris, 1801-1914. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3), 48-58.
- Bärthel H., 2003. *Geklärt! – 125 Jahre Berliner Stadtentwässerung*. Berliner Wasserbetriebe, Berlin.

- Battegazzore M., Bartone C., Paoletti A., Riva P., Rossaro B., 1992. Valutazione della qualità del fiume Lambro con uso di substrati artificiali. *Actes du Ve Congrès national SitE*, 441-445.
- Belliard J., 1994. *Le peuplement ichtyologique du bassin de la Seine. Rôle et signification des échelles temporelles et spatiales*. Thèse de doctorat, Paris VI, 197 p.
- Belliard J., Marchal J., Ditché J.M., Tales E., Sabatié J., Baglinière J.L., 2009. Return of adult anadromous Allis shad (*Alosa alosa*, L.) in the river Seine, France: a sign of river recovery? *River Research and Application*, 25, 788-794.
- Bestehorn F., 1913. Die geschichtliche Entwicklung des märkischen Fischereiwesens. *Archiv für Fischereigeschichte*, 1, 1-199.
- Boët P., Belliard J., Berrebi D., Thomas R., Tales E., 1999. Multiple anthropogenic impacts induced by Paris on fish populations in the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 410, 59-68.
- Boët P., Duvoux B., Allardi J., Belliard J., 1994. Incidence des orages estivaux sur le peuplement piscicole de la Seine à l'aval de l'agglomération parisienne (bief Andrésy-Méricourt). *La Houille Blanche*, 1-2, 141-147
- Driescher E., 2003. Veränderungen an Gewässern Brandenburgs in historischer Zeit. *Studien und Tagungsberichte*, 47, Landesumweltamt Brandenburg.
- Euzénat, G., Pénil, C., Allardi, J., 1992. Migr'en Seine. *Stratégie pour le retour du saumon en Seine*, Rapport technique, SIAAP-Conseil Supérieur de la Pêche.
- Even S., Mouchel J-M., Servais P., Flipo N., Poulin M., Blanc S., Chabanel M., Paffoni C., 2007. Modeling the impacts of combined sewer overflows on the River Seine water quality, *Science of The Total Environment*, 375(1-3), 140-151
- Francis R. T., 2012. Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosystem*, 15, 285-291.
- Friedel E., 1886. *Die Wirbeltiere der Provinz Brandenburg. Festschrift für die 59. Versammlung Deutscher Naturforscher und Aerzte zu Berlin*, Berlin.
- Gadeau de Kerville, H., 1897. Faune de la Normandie : reptiles, batraciens et poissons. *Bulletin de la Société des Amis des Sciences Naturelles et du Muséum de Rouen*, 147-676.
- Goldmann K., 1982. Märkische Kulturlandschaft – das Erbe bronzezeitlicher Kolonisation? *Ausgrabungen in Berlin*, 6/82, 5-50.
- GRAIA, 2007. *Carta Provinciale delle Vocazioni Ittiche*, Province de Milan, 247 p.
- IBGE, 2009. Les données de l'IBGE: la faune et la flore à Bruxelles. 8. Poissons. *Observatoire des données de l'environnement*, 6 p.
- Keith P., Allardi J., Mouton B., 1992. *Livre rouge des espèces menacées de Poissons d'eau douce de France*, Patrimoines Naturels 10, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*, Kottelat, Corvol, Freyhof, Berlin, 646 p.
- Krünitz JG., 1792. *Oekonomisch-technologische Encyklopädie, oder allgemeines System der Staats- Stadt- Haus- und Landwirthschaft und der Kunstgeschichte*, Band 58, Pauli, Berlin, p. 212.
- Lehmann C., 1925. Die Verunreinigung der Spree und Havel durch die Abwässer Groß-Berlins nebst einem Überblick über die fischereilichen Verhältnisse. *Zeitschrift für Fischerei*, 23, (1925), 523-548.

- Le Xuan D., 2008. *Long-term development of nutrient loads in Berlin surface water system and their causes during the last 150 years*, PhD Thesis, Free University Berlin.
- McDonald R.I., Green P., Balk D., Fekete B.M., Revenga C., Todd M., Montgomery M., 2011. Urban growth, climate change, and freshwater availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 108(15), 6312-6317.
- Mazzarelli G., 1906. Le condizioni della pesca nella provincia di Milano. *Rivista mensile di pesca*, 8, 310-325.
- Mohajeri S., 2005. 100 Jahre Berliner Wasserversorgung und Abwasserentsorgung 1840–1940. Blickwechsel. *Schriftenreihe des Zentrum Technik und Gesellschaft der TU Berlin*, Bd 2.
- Moreau E., 1881. *Histoire naturelle des poissons de la France*. Masson, Paris.
- Natzschka W., 1971. *Berlin und seine Wasserstraßen*, Duncker & Humblot, Berlin.
- Perrier C., Evanno G., Belliard J., Guyomard R., Baglinière J.L., 2010. Natural recolonization of the Seine River by Atlantic salmon (*Salmo salar*) of multiple origins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67, 1–4.
- Ray, J., 1851. Rapport sur la pêche fluviale dans le département de l'Aube. *Société d'agriculture, sciences, Arts et Belles Lettres de l'Aube*, 38.
- Reyjol Y., Hugueny B., Pont D., Bianco P.G., Bieir U., Caiola N., Cassals F., Cowx I., Economou A., Ferreira T., Haidvogel G., Noble R., De Sostoa A., Vigneron T., Virbickas, T., 2007. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 65-75.
- Rochard E., Marchal J., Pellegrini P., Bégue M., Ombredane D., Gazeau C., Baglinière J-L., Croze O., Menvielle E., Lassalle G., 2007. Identification éco-anthropologique d'espèces migratrices, emblématiques de la reconquête d'un milieu fortement anthropisé, la Seine. *Rapport final Programme Seine Aval*, Etude Cemagref EPBX - Rennes Agrocampus - Museum National d'Histoire Naturelle.
- Rossi S., Modesti A., Filippini S., 2009. *Carta Ittica della Provincia di Lodi*, Amministrazione Provinciale di Lodi, 204 p.
- Roule L., 1920. Les espèces d'aloses du bassin de la Seine. *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle*.
- Schelski A., 1997. *Untersuchungen zur holozänen Vegetationsgeschichte an der unteren Havel*. PhD Thesis, Potsdam University, Potsdam.
- Schönfelder I., 2000. Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. *Handbuch Angewandte Limnologie*, 9. Erg. Lfg. 4/00, 1-61.
- Tales E., Belliard J., Rouillard J., Benoit P., 2008. Les poissons de la Seine. In: *Paris sous l'œil des chercheurs*, tome 2, Editions Belin, Paris, 59-73.
- United Nations, 2012. *World urbanisation prospects: the 2011 revision*, Department of economic and social affairs/population division, New York, 50 p.
- von Müller A., 1986. *Die Archäologie Berlins. Von der Eisenzeit bis zur mittelalterlichen Stadt*, Gustav Lübbe Verlag, Bergisch Gladbach.
- Watolla E., 1943. *Die Entwicklung der Spree vom Naturstrom zum Wirtschaftsstrom*, PhD Thesis, Wirtschafts-Hochschule Berlin.
- Wittmack L., 1875. *Beiträge zur Fischerei-Statistik des Deutschen Reichs sowie eines Theiles von Österreich-Ungarn und der Schweiz*, W. Moeser Hofbuchdruckerei, Berlin.

- Wolter C., 1999. Die Entwicklung der Fischfauna im Einzugsgebiet der Spree. *Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin* (N.F.) 38, 55-76
- Wolter C., 2007. Entwicklung historischer Referenzbesiedlungen als fischfaunistische Leitbilder für aktuelle Aufgaben im Gewässermanagement. In: *Beiträge zum Göttinger Umwelthistorischen Kolloquium 2004-2006* (Herrmann B. ed.), Universitätsverlag Göttingen, 79-94.
- Wolter C., Doetinchem N., Dollinger H., Füllner G., Labatzki P., Schuhr H., Sieg S. & Fredrich F., 2002. Fischzönotische Gliederung der Spree. In: *Die Spree. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten Schweizerbart* (Köhler J., Gelbrecht J., Pusch M. eds.), Stuttgart, Limnologie aktuell 10, 197-209.
- Wolter C., Arlinghaus R., Grosch UA., Vilcinskas A., 2003. Fische & Fischerei in Berlin. *Zeitschrift für Fischkunde*, Suppl. 2, 1-156.
- Wolter C., Röhr F., 2010. Distribution history of non-native freshwater fish species in Germany: How invasive are they? *Journal of Applied Ichthyology*, 26, Suppl. 2, 19-27.