

Impact

6

L'urbanisation et notamment l'augmentation des surfaces imperméables entraîne des transformations fonctionnelles (d'usages) et structurelles (morphologie des bassins versants) qui, à leur tour, ont de nombreux effets sur les milieux aquatiques (cours d'eau, nappe phréatique...).

Ces effets sont observables aussi bien sur l'aptitude naturelle de ces milieux à gérer les inondations que sur la dynamique morphologique, et les qualités chimique et biologique des milieux récepteurs.

Le chapitre montre que, selon les méthodes de gestion des eaux en milieu anthropisé et selon la nature des milieux récepteurs, les effets et donc les impacts peuvent être très différents et nécessiter des suivis adaptés.

Quel est l'impact des bassins d'infiltration d'eaux pluviales sur les nappes phréatiques ?

Florian Mermillod-Blondin, Florian Malard, Pierre Marmonier, CNRS et Université Lyon 1 –
Arnaud Foulquier, Université Grenoble Alpes

Les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales permettent, en infiltrant les eaux de ruissellement, d'atténuer les inondations et de recharger les nappes phréatiques urbaines. Mais pour garantir la durabilité de ces pratiques, il est nécessaire d'évaluer leurs impacts sur la qualité des eaux souterraines. Ceci est particulièrement vrai dans le cas de bassins d'infiltration de surfaces modérées (inférieures à 1 hectare) mais collectant des eaux issues de bassins versants de plusieurs centaines d'hectares.

La nécessité d'évaluer les performances hydrauliques et écologiques des ouvrages d'infiltration

Les pratiques d'infiltration artificielle d'eau de ruissellement pluvial, mises en place dans de nombreuses agglomérations à travers le monde, constituent un moyen efficace pour limiter les volumes d'eau de ruissellement lors des événements pluvieux. L'intérêt principal de ces pratiques est de minimiser les risques d'inondation tout en rechargeant les aquifères urbains fortement sollicités par les prélèvements dédiés à la consommation en eau potable, l'irrigation ou l'industrie. La gestion durable de ces pratiques repose sur notre capacité

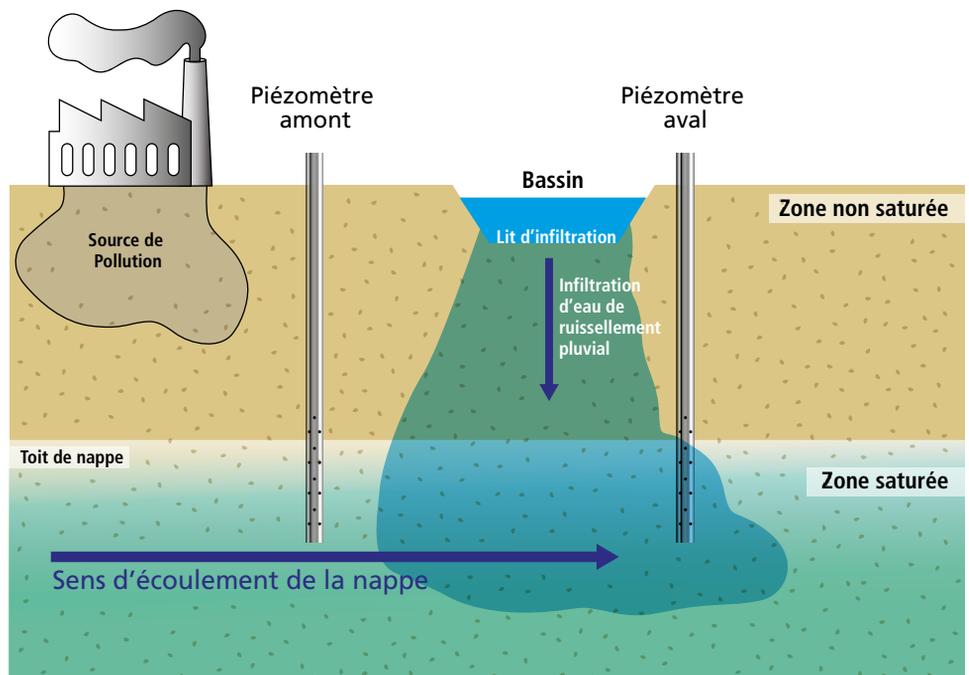
à évaluer les performances des ouvrages d'infiltration, tant d'un point de vue hydraulique (capacité à infiltrer les flux d'eau de surface) qu'écologique (capacité à ne pas dégrader la qualité chimique et biologique des eaux de nappe). Si les performances hydrauliques sont relativement aisées à évaluer, caractériser l'impact des ouvrages d'infiltration sur la qualité des eaux de nappe nécessite la mise en place d'un dispositif d'échantillonnage et d'une méthode de suivi adaptés.

Quel dispositif expérimental faut-il mettre en place ?

Les travaux de l'OTHU ont permis de finaliser un type de dispositif de suivi permettant d'isoler l'impact d'un ouvrage d'infiltration centralisé sur la qualité des eaux de nappe. Celui-ci nécessite la mise en place de deux piézomètres positionnés respectivement à l'amont et à l'aval hydraulique de l'ouvrage d'infiltration (figure 1). Ces piézomètres doivent être crépinés sur plusieurs mètres dans la zone saturée afin de pouvoir réaliser des échantillonnages d'eau même lors de fluctuations importantes de la hauteur de la nappe.

Le piézomètre situé à l'amont (piézomètre amont sur la figure 1) correspond au piézomètre de « référence ». Il permet de déterminer localement les caractéristiques des eaux de nappe non soumises à l'infiltration d'eaux pluviales. Le panache d'eau pluviale généré par le bassin d'infiltration pouvant en partie s'étendre dans la nappe à l'amont de l'ouvrage, le piézomètre ne doit pas être positionné à l'amont

Figure 1 : Positionnement des piézomètres de suivi par rapport à l'ouvrage d'infiltration.



hydraulique immédiat de l'ouvrage afin de le situer avec certitude en dehors de la zone d'influence du panache. Le piézomètre amont ne doit cependant pas être positionné à une distance trop élevée de l'ouvrage afin de limiter la probabilité qu'une source de pollution ne soit présente entre celui-ci et l'ouvrage d'infiltration. Un compromis doit donc être trouvé en fonction de l'occupation des sols à l'amont de l'ouvrage.

Le second piézomètre est situé à l'aval hydraulique immédiat du bassin d'infiltration (piézomètre aval sur la figure 1) pour recouper le panache d'eau pluviale généré par l'ouvrage. Ce positionnement permet ainsi le monitoring (température par exemple) et le prélèvement des eaux pluviales à leur arrivée à la surface de la nappe, après leur passage à travers le lit d'infiltration et la zone non saturée. Les perméabilités des sédiments fluvio-glaciaires de l'agglomération lyonnaise (entre 7.10-3 et 2.10-2 mètre par seconde) présentant une forte hétérogénéité, le piézomètre aval doit nécessairement être placé au plus proche du point d'infiltration, par exemple sur les berges du bassin, afin de maximiser la probabilité que le piézomètre recoupe le panache. Il peut être envisagé de tripler le nombre de piézomètres à l'aval de l'ouvrage afin de compenser toute erreur de positionnement et ainsi assurer une évaluation fiable de l'impact de l'ouvrage.

Quels paramètres faut-il mesurer et dans quel but ?

Détecter l'influence des eaux pluviales

Les mesures de paramètres tels que les chlorures (un traceur conservatif) et la conductivité électrique permettent de détecter la présence d'eaux de ruissellement pluvial dans la nappe. Ces deux paramètres sont considérés comme de bons traceurs des eaux pluviales puisque la concentration en chlorures et la conductivité électrique des eaux pluviales (~ 5 mg Cl-/L; ~ 100 µS/cm) sont beaucoup plus faibles que celles des eaux de nappe (~ 25 mg Cl-/L; > 600 µS/cm pour la nappe de l'Est Lyonnais).

Évaluer le fonctionnement biogéochimique de l'ouvrage

La mesure de ces paramètres doit permettre de caractériser le fonctionnement de l'ouvrage au regard des processus de rétention et de dégradation de la matière organique contenue dans les eaux de ruissellement pluvial et accumulée dans le lit d'infiltration et la zone non saturée. Ces paramètres correspondent au carbone organique dissous, aux différentes formes de l'azote (nitrates, nitrites, ammonium), aux phosphates et à l'oxygène dissous.

Détecter les polluants spécifiquement associés aux eaux de ruissellement pluvial

Les analyses de composés tels que les hydrocarbures et les métaux lourds contenus dans les eaux de ruissellement pluvial et issus du lessivage des surfaces urbaines doivent permettre d'évaluer si le lit d'infiltration et la zone non saturée constituent un filtre efficace au regard de ces polluants. Dans le cas de la nappe de l'Est lyonnais, il est également essentiel de mesurer les composés organiques volatils (ex: les solvants) car ceux-ci sont régulièrement détectés à des concentrations supérieures aux seuils de quantification des méthodes d'analyses. Selon le type d'occupation des sols, il peut également être nécessaire de mesurer les pesticides.

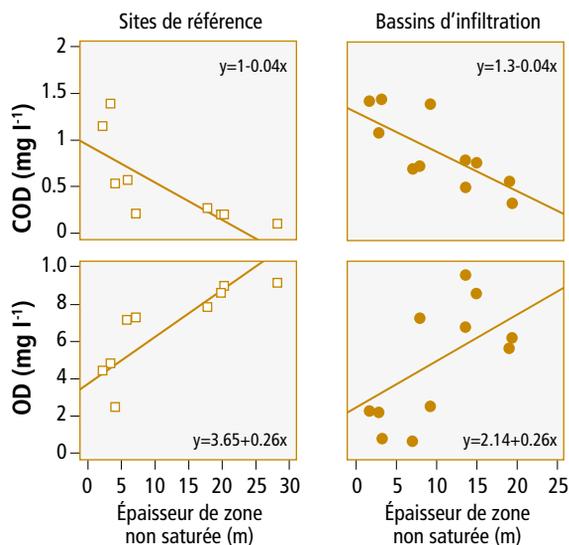
Il est à noter que, dans le cadre de l'OTHU, d'autres contaminants sont recherchés à travers ces mêmes dispositifs expérimentaux. Ainsi, de nouvelles méthodologies sont mises en œuvre afin d'évaluer les impacts des ouvrages sur la microbiologie des nappes (par incubation de supports artificiels – voir Question 2.7 : *Quels bioindicateurs pour mesurer les impacts des RUTP sur les milieux récepteurs ?*) et sur des contaminants chimiques facilement hydrosolubles tels que les pesticides ou les médicaments (par incubation de membranes d'adsorption spécifiques). Par exemple, l'utilisation de membranes d'adsorption permet de concentrer certains polluants chimiques qui ne peuvent être mesurés dans la phase dissoute du fait de leurs faibles concentrations.

Les principaux résultats de l'OTHU

L'importance de l'épaisseur de la zone non saturée, pour filtrer et dégrader les polluants

Sur les sites de l'Est Lyonnais, le lit d'infiltration des bassins et la zone non saturée constituent un filtre efficace pour la rétention de composés tels que les hydrocarbures et les métaux lourds apportés par les eaux de ruissellement pluvial. Cependant, l'infiltration artificielle des eaux de ruissellement pluvial induit une augmentation considérable des flux de carbone organique dissous (COD) transférés vers les aquifères. Les composés organiques associés à ce COD peuvent s'avérer problématiques dans des eaux utilisées pour l'alimentation humaine car la chloration d'une eau chargée en matière organique dissoute produit des composés organochlorés souvent cancérigènes. Sous les bassins, les valeurs de COD sont plus élevées que pour des zones de référence non soumises à l'infiltration artificielle. Ainsi, sur onze ouvrages d'infiltration de l'agglomération lyonnaise, il a été montré que l'augmentation des concentrations en COD mesurées dans la nappe sous les ouvrages était en moyenne de 0,3 mg/L (+ 30%) en comparaison aux zones de référence (figure 2).

Figure 2 : Évolution des concentrations en Carbone Organique Dissous (COD) et en Oxygène Dissous (OD) dans les eaux souterraines en fonction de l'épaisseur de zone non saturée pour des sites de référence (colonne de gauche) et de recharge artificielle en eau pluviale (colonne de droite).



Lors des épisodes d'infiltration, l'utilisation d'un modèle de mélange eaux pluviales-eaux de nappe a permis de mettre en évidence que la plus grande partie du COD biodégradable est efficacement dégradée dans la zone non saturée. Cette dégradation du COD par des micro-organismes aérobies s'accompagne d'une baisse en oxygène dissous, expliquant les plus faibles teneurs en oxygène dissous sous les ouvrages en comparaison avec les sites de référence (figure 2).

Les résultats obtenus indiquent qu'au-delà d'une épaisseur de 3 mètres, la zone non saturée constitue un filtre efficace pour dégrader la majorité du COD facilement biodégradable avant leur arrivée au toit des nappes. Par ailleurs, une zone non saturée suffisamment épaisse permet de maintenir une oxygénation convenable des eaux souterraines, qui est importante à plusieurs égards. En effet, une désoxygénation des eaux peut conduire à une plus forte mobilité et transfert de composés chimiques (ions phosphate, ions ammoniacaux, métaux lourds) de la surface des bassins versant vers la nappe, à une modification des communautés microbiennes dans la nappe, ainsi qu'à une production de composés réduits pouvant endommager les équipements de pompage métalliques.

La perturbation thermique de la nappe augmente avec la surface du bassin versant de l'ouvrage

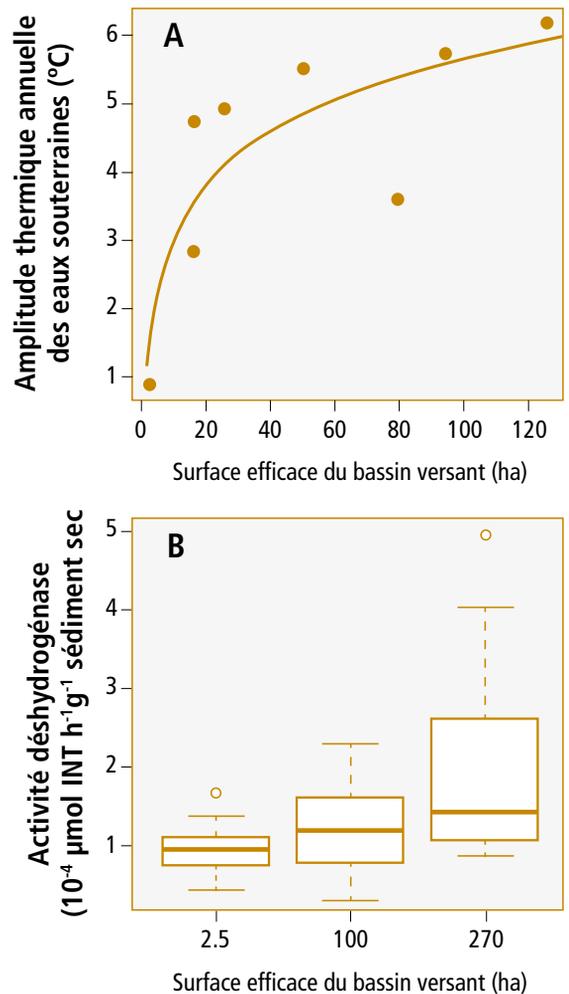
Jusqu'à présent, peu de données permettaient d'évaluer l'influence de la surface du bassin versant connecté à l'ouvrage sur l'intensité des perturbations engendrées par les pratiques d'infiltration artificielle des eaux de ruissellement pluvial. En l'absence d'infiltration artificielle, les eaux souterraines présentent une grande stabilité du point de vue de la température avec une valeur moyenne située aux alentours de 13 °C et une amplitude thermique annuelle généralement inférieure à 1,5 °C au sein de l'agglomération lyonnaise. En revanche, l'augmentation considérable des flux d'eau infiltrés favorise les transferts de chaleur et induit une forte perturbation du régime thermique des nappes phréatiques par les pratiques d'infiltration artificielle. Cette perturbation augmente avec la surface du bassin versant connecté à l'ouvrage et donc avec les quantités d'eaux infiltrées (figure 3A). Si lors des épisodes de recharge, les variations de température au toit des nappes dépassent rarement 3 °C, l'amplitude thermique annuelle est en moyenne 9 fois supérieure à celle observée aux sites de référence. Pour certains sites, cette augmentation d'amplitude induit un maintien de la température des eaux souterraines à des valeurs supérieures à 20 °C pour des périodes s'étalant jusqu'à 3 mois consécutifs. De telles températures dans la nappe peuvent s'avérer problématiques pour la qualité des eaux souterraines en favorisant, par exemple, le développement de bactéries pathogènes opportunistes.

La relation établie entre la taille du bassin versant et l'amplitude thermique annuelle permet d'observer que le passage d'une surface efficace de bassin versant de 5 à 20 ha entraîne le passage d'une amplitude thermique annuelle de 2,2 à 3,8 °C (figure 3A).

De plus, malgré une faible proportion de COD biodégradable apporté au toit des nappes lors des événements pluvieux, la multiplication de ces faibles quantités par les flux d'eau infiltrés permet une stimulation du compartiment microbien (dans le premier mètre sous le toit des nappes) qui augmente avec la taille du bassin versant pour des bassins présentant des zones non saturées inférieures à 3 mètres (figure 3B).

Cependant, dès lors qu'une épaisseur de zone non saturée suffisante (c'est-à-dire supérieure à 3 m) est respectée

Fig. 3 : Évolution de l'amplitude thermique annuelle des eaux souterraines (A) et de l'activité déshydrogénase des bactéries attachées aux sédiments sur des bassins avec une zone non saturée inférieure à 3 mètres (B) en fonction de la surface du bassin versant connecté à l'ouvrage.



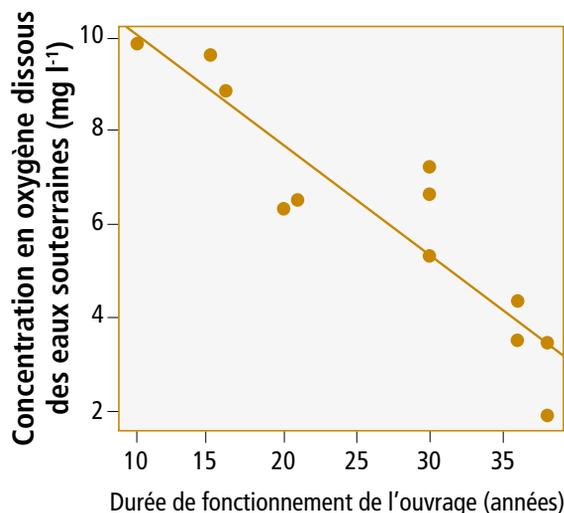
dans le cas de la nappe de l'Est Lyonnais, assurant ainsi une rétention efficace de la majorité du COD facilement biodégradable, il n'apparaît pas pertinent de recommander une taille de bassin versant particulière notamment du point de vue de la perturbation thermique. Au contraire, pour des bassins avec une zone non saturée peu épaisse, la perturbation thermique étant engendrée même pour de faibles tailles de bassin versant (20 ha), une réelle atténuation des amplitudes thermiques nécessiterait de privilégier les systèmes d'infiltration à la source. Il reste toutefois à modérer nos résultats en fonction de la perméabilité des terrains. Si nos conclusions sont valides pour les bassins étudiés sur la nappe de l'Est Lyonnais, il faudrait probablement reconsidérer l'efficacité d'une zone non saturée supérieure à 3 mètres pour des sous-sols avec des perméabilités plus élevées ou présentant une structuration (présence de chemin préférentiels) favorisant la vitesse des transferts d'eau et de solutés de la surface des bassins versant vers la nappe.

Les bassins d'infiltration ont « une durée de vie écologique »

L'analyse de chroniques d'oxygène dissous pour 12 sites a permis d'établir une relation entre la durée de fonctionnement

des ouvrages d'infiltration et les concentrations moyennes en oxygène des nappes sous-jacentes (figure 4). Cette relation suggère que la matière organique accumulée au sein du lit d'infiltration et de la zone non saturée entraîne une désoxygénation des eaux d'infiltration d'autant plus importante que la durée de fonctionnement de l'ouvrage est élevée. Étant donné l'impact négatif d'une désoxygénation des eaux sur la qualité chimique mais aussi biologique de la nappe, il s'avère nécessaire de limiter au maximum ce phénomène.

Fig. 4 : Évolution des concentrations moyennes en oxygène dissous des eaux souterraines en fonction de la durée de fonctionnement de l'ouvrage.



Aussi, la désoxygénation des eaux souterraines sous les ouvrages les plus anciens montrée sur la figure 4 confirme l'intérêt de maintenir la capacité hydraulique des ouvrages tout en favorisant la rétention des matières en suspension à l'amont des ouvrages et le curage des couches superficielles. Cependant, il apparaît primordial de considérer l'idée que la « durée de vie écologique » des ouvrages (c'est-à-dire leur capacité à ne pas modifier la qualité des eaux souterraines) puisse être inférieure à leur « durée de vie hydraulique » (capacité à infiltrer efficacement les eaux de surface).

Vers une meilleure compréhension des impacts à l'échelle des ouvrages et de la nappe

Les travaux et résultats présentés ici concernent principalement l'impact local de l'infiltration artificielle sur le fonctionnement des nappes phréatiques. Il existe actuellement peu de données permettant d'évaluer l'étendue spatiale des perturbations engendrées à des distances élevées à l'aval hydraulique de l'ouvrage. Les recherches futures devraient permettre de caractériser plus précisément l'étendue du panache de pollution tout en permettant de définir l'influence des caractéristiques des ouvrages sur l'étendue de ce panache. L'utilisation d'outils de modélisation hydrogéologique est une piste prometteuse afin de quantifier l'impact de l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial sur la qualité de la nappe à l'échelle des ouvrages et de la nappe de l'Est Lyonnais. De plus, ce travail d'évaluation pourra être facilité et complété par le développement de nouvelles approches permettant de quantifier les contaminants chimiques et microbiologiques dans les nappes.

Un suivi des nappes pour une meilleure gestion des ouvrages

La méthodologie de suivi des nappes développée dans le cadre de l'OTHU permet de répondre de manière pertinente à plusieurs questions associées à la gestion et à la conception des ouvrages. Par exemple, il est possible, à partir de mesures des concentrations en oxygène dissous dans la nappe, de déterminer si la matière organique accumulée dans le lit du bassin d'infiltration impacte la qualité écologique de la nappe. Cette évaluation peut permettre de définir les dates de curage des bassins d'infiltration.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Foulquier A., Malard F., Mermillod-Blondin F., Datry T., Simon L., Montuelle B., Gibert J.,** (2010). *Vertical change in dissolved organic carbon and oxygen at the water table region of an aquifer recharged with stormwater: biological uptake or mixing?* Biogeochemistry, 99: 31-4. – lc.cx/foulquier2010
- **Foulquier A., Malard F., Barraud S., Gibert J.,** (2009). *Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basins.* Hydrological Processes, 23: 1701-1713. – lc.cx/foulquier2009
- **Foulquier A., Mermillod-Blondin F., Malard F., Gibert J.,** (2011). *Response of sediment biofilm to increased dissolved organic carbon supply in groundwater artificially recharged with stormwater.* Journal of Soils and Sediments 11: 382-393 – lc.cx/foulquier2011

Quels sont les impacts des rejets urbains de temps de pluie sur les petits cours d'eau ?

Pascal Breil, Philippe Namour, Michel Lafont, INRAE – Benoit Cournoyer, CNRS - VetAgro Sup – Laurent Schmitt, Unistra

L'OTHU mène depuis le début des années 2000 des travaux sur le bassin versant périurbain de l'Yzeron à l'ouest de l'agglomération lyonnaise, afin d'apporter des réponses opérationnelles à la problématique de l'impact des RUTP sur les petits cours d'eau de tête de bassin.

Des impacts de natures diverses

L'impact d'un RUTP résulte de la combinaison de processus géomorphologiques, hydrologiques, biogéochimiques et biologiques du cours d'eau, en réaction aux flux de matières en suspension et de solutés du rejet.

Une perturbation du fonctionnement hydrologique des petits cours d'eau

Les RUTP modifient le régime des crues. Il est ainsi noté l'augmentation de la fréquence des petites crues, de périodes de

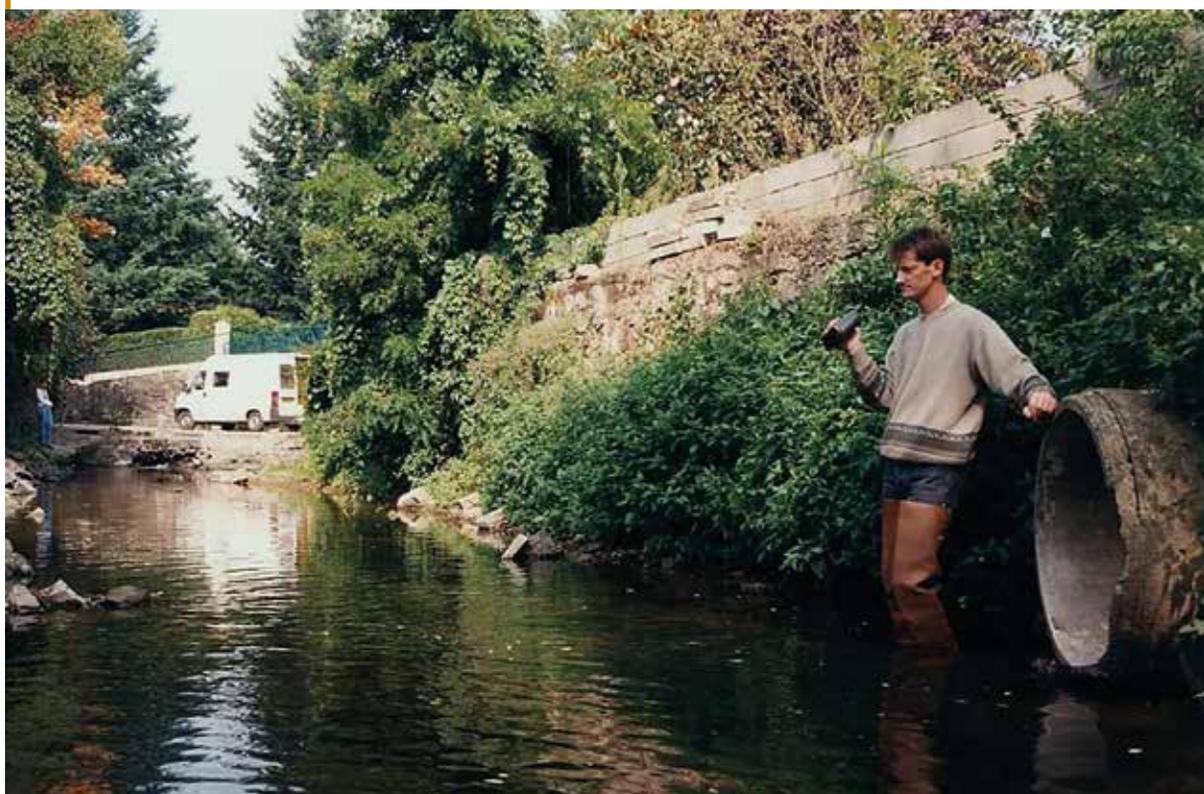
retour de quelques années. La crue à l'origine d'une évolution géomorphologique notable dite « crue morphogène » (capable de modifier la forme d'un tronçon de rivière) peut devenir annuelle alors qu'elle était biennale (Wagner et Breil, 2013). Comparées à des écoulements sur les surfaces rurales ou naturelles, les eaux de pluie ruissellent, en effet, plus rapidement sur les surfaces urbaines en mobilisant des volumes pouvant être importants (faible infiltration, transfert rapide dans le réseau de drainage puis dans le milieu). L'effet des RUTP est donc dépendant de l'imperméabilisation du bassin versant (Schmitt *et al.*, 2016) et de la plus ou moins grande proportion de surfaces urbaines connectées au réseau de drainage principal.

Pendant la saison sèche, la capacité de dilution du cours d'eau est la plus faible, voire nulle pour les cours d'eau de tête de bassin. C'est pendant cette période que les RUTP peuvent être les plus pénalisants.

Une augmentation de la fréquence des incisions

Le dysfonctionnement géomorphologique le plus marqué est le phénomène d'incision, qui pose des problèmes de gestion

Photo 1 : RUTP issus des déversoirs d'orage sur le bassin de l'Yzeron avec rejets dans des cours d'eau en milieu urbanisé - Ruelle Mulet (Source : P. Breil, INRAE, 2002).



comme la déstabilisation d'ouvrages (ex. buses, ponts), des pertes foncières, l'abaissement du niveau piézométrique, l'appauvrissement biologique par érosion de la zone hyporhéique (fond perméable du cours d'eau) et l'érosion des berges. À noter que cette dernière ne pose de problèmes qu'en présence d'un enjeu pour une activité humaine. Dans les autres cas, ce processus doit pouvoir s'effectuer sans entrave car il est fondamental dans le fonctionnement d'une rivière qui alterne naturellement des séquences d'érosion et de dépôt.

L'OTHU a montré que, dans le bassin de l'Yzeron, les RUTP augmentent la fréquence des incisions dans les petits cours d'eau d'un facteur 2,5 et les volumes de sédiments déstockés de 77% (Wagner et Breil, 2013; Fiche OTHU n° 13). Ces déstockages massifs contenant une importante proportion de sable, augmentent significativement les dépôts sédimentaires en aval (ensablement) dans les branches principales du réseau hydrographique où l'énergie est moindre. Cela altère fortement les habitats piscicoles: disparition de frayères, comblement de moulles... Les invertébrés et végétaux aquatiques sont également impactés par un substrat sableux très mobile représentant une contrainte pour la faune et la flore. Les incisions en contexte périurbain se développent en général sur une profondeur de 1 à 2 m, mais peuvent atteindre 4 m. La typologie hydro-morphologique des cours d'eau est une étape nécessaire à l'établissement d'une référence pour mesurer ces impacts et caractériser les dynamiques d'ajustement. Les différents types de cours d'eau ne présentent, en effet, pas la même sensibilité à l'incision (Grosprêtre, 2011; Schmitt *et al.*, 2016). Cela demande notamment de mettre en œuvre des méthodologies permettant de définir des débits de plein bord évaluant la capacité d'écoulement du lit mineur juste avant débordement qui évoluent sous l'effet des activités agricoles et urbaines. La modélisation hydrologique régionale est l'une des solutions testées dans l'OTHU pour établir des gabarits de référence.

Des polluants organiques et toxiques

L'impact des RUTP est en partie lié à l'apport important de matière organique. Celle-ci induit des processus d'autoépuration consommateurs de l'oxygène dissous, vital pour la faune aquatique (invertébrés et poissons). Les RUTP apportent aussi des nutriments sous forme notamment d'ions ammonium ou de phosphates (e.g. fertilisants) ainsi que des toxiques comme des métaux lourds, des composés organiques de synthèse comme des résidus de médicaments, des détergents ou des pesticides.

L'OTHU a montré que les polluants s'accumulent dans des zones spécifiques des sédiments poreux du cours d'eau: la zone hyporhéique des radiers¹ (Namour *et al.*, 2015). Cela contribue à créer des zones anoxiques anaérobies (sans oxygène) productrices de gaz à effet de serre, comme le méthane et le protoxyde d'azote ou l'hydrogène sulfuré à l'origine d'odeurs putrides pour les riverains. La mesure des flux gazeux produits par l'activité de biodégradation microbienne a fait l'objet d'un prototype de terrain (Breil *et al.*, 2018).

¹ Parmi les divers types de faciès d'écoulement, qui correspondent à des structures hydro-morphologiques optimales de dissipation de l'énergie de l'écoulement dont la longueur est comprise entre 1 et 10 fois la largeur à pleins bords, les radiers se caractérisent, en basses eaux, par une faible profondeur, ainsi qu'une pente, une granulométrie de surface et une turbulence relativement élevées comparativement au faciès adjacents.

Les apports de nutriments en excès favorisent la prolifération d'algues productrices d'oxygène dissous durant la phase diurne par photosynthèse, mais consommatrices d'oxygène lors de la phase nocturne et lors de leur décomposition. La compréhension de l'alternance de ces cycles est donc cruciale pour éviter une dérive vers l'eutrophisation. Enfin, les apports de polluants toxiques par les RUTP peuvent conduire, dans ces petits cours d'eau, à la disparition des espèces pollu-sensibles (baisse de la biodiversité).

Des rejets de bactéries pathogènes

Les RUTP rejettent des bactéries pathogènes de l'homme qui peuvent entraîner des maladies sévères en cas d'ingestion ou de contact cutané. L'analyse ADN a montré que les lignées des espèces présentes dans la couche superficielle des sédiments des cours d'eau étaient proches de celles présentes dans les eaux du réseau unitaire, signifiant une bonne survie de ces organismes dans le milieu récepteur, sans doute en raison d'une compétition et de conditions physico-chimiques très diversifiées (Marti *et al.*, 2017). En effet, ces bactéries peuvent persister plus ou moins longtemps dans la matrice poreuse ou sur des supports végétaux. De plus, la périodicité des RUTP entretient une population pathogène, remise en suspension lors des petites crues. Moins documenté est l'impact de ces bactéries pathogènes sur les biocénoses du cours d'eau et notamment sur les populations microbiennes impliquées dans l'autoépuration.

L'utilisation de vers oligochètes pour mesurer les impacts biologiques

L'OTHU évalue l'impact sur les populations vivantes à l'aide d'indicateurs standardisés préconisés dans le Système d'Évaluation de la Qualité des Eaux (SEQ-EAU). Ces indicateurs à base biologique (invertébrés, vertébrés, végétaux) comme l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) informent en fine sur la nature physico-chimique de la pollution en évaluant les présences et absences des espèces pollu-sensibles et pollu-résistantes.

L'IBGN ne concerne cependant pas le compartiment hyporhéique, situé à quelques décimètres dans le sédiment poreux du cours d'eau et qui constitue une zone de stockage des pollutions et de leur éventuelle autoépuration (Namour *et al.*, 2015). Dans le cadre de l'OTHU, la qualité de la zone hyporhéique ainsi que les échanges entre eaux de surface et eaux souterraines ont été évalués à travers l'étude des vers oligochètes (oligochaetes) (Lafont *et al.*, 2010; Schmitt *et al.*, 2011). La connaissance approfondie des espèces permet de les utiliser comme un biomarqueur des sens d'échanges d'eaux et de pollutions entre l'eau de surface et l'eau souterraine, et de définir la manière dont les organismes répondent aux facteurs environnementaux. Cette association entre espèces, fonctions et habitats spécifiques des oligochètes est appelée trait fonctionnel (FTr). Les assemblages d'oligochètes permettent ainsi de caractériser le fonctionnement hydrogéologique et la nature de la pollution du milieu hyporhéique. Plusieurs études démontrent l'effet de colmatage physique de cette zone hyporhéique par les RUTP (réduction des échanges entre eaux de surface et eaux souterraines), par des films biologiques, ce qui réduit la capacité d'autoépuration, et traduit une contamination organique.

Ainsi, à partir des travaux OTHU, il a été possible de produire des indicateurs écologiques fondés sur les espèces d'oligochètes interstitiels des sédiments grossiers superficiels et hyporhéiques afin d'évaluer la qualité écologique d'un sédiment poreux et l'origine d'un impact physico-chimique.

Photo 2 : Prélever l'eau et la faune du sédiment profond, mesurer les échanges entre nappe et cours d'eau, suivre la qualité de l'eau du sédiment, cours d'eau expérimental de la Chaudanne à Grézieu-la-Varenne (source : P. Breil, INRAE, 2006).



Une altération de la capacité d'autoépuration des petits cours d'eau

Ces travaux ont également démontré que les impacts écologiques des RUTP sont partiellement liés aux capacités d'échanges entre eau de surface et eau souterraine ou hyporhéique, capacité elle-même liée aux types et faciès hydro-géomorphologiques du secteur considéré. L'excès de matière organique apportée par les RUTP peut entraîner un colmatage biologique qui réduit les échanges entre les eaux de surface et la zone hyporhéique. Par ailleurs l'énergie développée localement par les RUTP induit une érosion des berges et du fond du lit, ce qui peut provoquer plus en aval un colmatage physique par des sédiments fins. Ces effets liés aux RUTP altèrent localement la capacité d'autoépuration des petits cours d'eau et génèrent des coûts de protection des berges, cela en cas de déstabilisation d'ouvrages riverains.

Les indicateurs d'impact associés aux RUTP

Sur les bases des résultats obtenus par l'OTHU, il est maintenant possible de proposer des indicateurs d'impact

permettant d'analyser les évolutions par rapport au fonctionnement naturel du cours d'eau (tableau 1).

Positionner les points de rejets des RUTP dans les zones propices à l'autoépuration

La déconnexion des eaux pluviales, les techniques alternatives à la source et la dépollution des eaux avant rejet sont autant de stratégies permettant de réduire l'impact des RUTP sur le milieu. En complément, il est possible de travailler sur le cours d'eau lui-même, notamment en choisissant les secteurs d'introduction des RUTP dans les cours d'eau en fonction de leur capacité d'autoépuration.

En effet, un cours d'eau possède une capacité naturelle d'autoépuration (physique, chimique et biologique) variable et non monotone d'amont en aval lui conférant des capacités de résistance ou de résilience aux RUTP. L'OTHU a permis d'élaborer des clés de lecture pour segmenter un cours d'eau en zones de capacités d'autoépuration homogènes. Les types hydro-morphologiques sont caractérisés par des fréquences de faciès hydro-morphologiques et des niveaux de sensibilité

Tableau 1 : Indicateurs d'impacts associés aux Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP).

Types d'impacts	Indicateurs d'impact associés aux RUTP
Hydrologique	Fréquence des rejets qui augmente notamment celle des crues morphogènes estivales en raison de rejets centralisés et ponctuels. Durée des étiages qui augmente.
Géomorphologique	Incisions fréquentes des ruisseaux de têtes de bassins en aval de RUTP. Tendance à l'ensablement des branches principales de l'aval du réseau hydrographique lié à un surcroît d'apports sableux issus des incisions (colmatage des frayères, des mouilles...).
Hydraulique	Diminution de la conductivité hydraulique des sédiments poreux dans les zones de colmatage.
Physico-chimique	Installation de milieux anoxiques réducteurs : absence d'oxygène, présence d'ammonium et de nitrite, production de gaz à effet de serre (N_2O , CH_4 & CO_2) et toxique (H_2S , NH_3). Concentrations sédimentaires en composés minéraux supérieures à plus de trois fois celles du fond géochimique naturel du bassin versant. Présence de composés organiques de synthèse.
Bactériologique	Infiltration de germes pathogènes dans les sédiments fins.
Hydrobiologique	Présence d'espèces inféodées aux milieux colmatés hypoxiques ou anoxiques, c'est-à-dire avec peu ou pas d'oxygène (type « boues » polluées).

Photo 3 : Dispositifs de barrières filtrantes sur le bassin de l'Yzeron : à gauche ancien (2005) seuil poreux sur la Chaudanne à Grézieux-la-Varenne ; et à droite nouveau (2020) seuil poreux (épi poreux) sur le Ratier (source: P. Breil INRAE).



à l'incision (Fiche OTHU n° 14, Schmitt *et al.*, 2004). Dans les moins sensibles, à énergie élevée et à sédiments grossiers, la zone hyporhéique constitue le lieu préférentiel de l'activité microbienne, siège de la biodégradation. La capacité de biodégradation est modulée par l'intensité des flux d'eau et de substances qui traversent la zone hyporhéique. L'intensité des échanges est notamment liée aux interactions entre l'écoulement et les faciès (radier, plat, mouille).

Sur un plan opérationnel, on distingue trois types de sections de cours d'eau :

- ▶ les sections à faible capacité d'autoépuration qui présentent une faible épaisseur de sédiments et une roche mère parfois affleurante. Elles transfèrent les pollutions vers l'aval. Sans aménagement spécifique avant rejet, il faut éviter d'y déverser ;
- ▶ les sections de régénération qui sont en contact avec une nappe de versant ou une nappe alluviale de fond de vallée. Ces sections sont à protéger de futurs rejets car elles apportent aussi une dilution ;
- ▶ les sections dotées d'une zone hyporhéique active et d'une nappe d'accompagnement. Elles sont propices à des aménagements dans le lit pour amplifier la capacité d'autoépuration. Cette dernière est parfois altérée physiquement par des actions de bétonnage du cours d'eau en milieu urbain. Il faut donc la recréer ou la compenser.

Les RUTP doivent avoir lieu dans les secteurs hydro-morphologiques les plus aptes à biodégrader les apports polluants et les moins sensibles à l'incision, à savoir les types de tronçons de cours d'eau présentant une forte énergie et des sédiments grossiers. Dans les zones à énergie moyenne, il est possible d'amplifier le processus naturel de biodégradation en travaillant sur des aménagements appropriés qui stimulent la capacité auto-épuratrice des cours d'eau.

Une démarche expérimentale : stimuler la capacité auto-épuratrice du cours d'eau

L'OTHU a expérimenté la possibilité de restaurer, voire d'amplifier la capacité d'autoépuration d'un petit cours d'eau en agissant sur l'hydro-géomorphologie du lit. Un premier prototype composé de trois seuils poreux réalisés en rondins de bois placés juste en aval d'un déversoir d'orage et répartis sur 67 m a permis de créer naturellement des bancs de sable, issus des arènes granitiques du bassin. La géométrie et la porosité des seuils ont favorisé l'infiltration et la filtration de l'eau polluée en particulier durant les faibles débits. La pollution piégée (charge organique, sels d'azote et phosphates) peut ensuite être naturellement auto-épurée par la flore microbienne hébergée dans le sédiment sableux.

Durant les crues du cours d'eau, le sédiment est remanié et le brassage permet un flux important d'oxygène dissous dans les couches les plus profondes. Un suivi sur une année a montré l'élimination quasi totale de la pollution biodégradable des RUTP déversés et interceptés par ce dispositif (photo 3). Une pollution plus résistante (ex: métaux et certains composés organiques de synthèse, comme les PCB) persiste et reste naturellement piégée dans les sédiments.

POUR ALLER PLUS LOIN

- ▶ **Breil P., Gervais J., Namour Ph., Pons M.-N., Potier O.,** (2018). *Biodegradation of Urban Stormwater Pollution in a Sequence of Constructed Porous Riffles in a Mediterranean Creek*. In *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions*. Kallel A., Ksibi M., Ben Dhia H., Khélifi N., eds Springer, 145-147. doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_48 – ic.cx/breil2018
- ▶ **Namour Ph., Schmitt L., Eschbach D., Moulin B., Fantino G., Bordes C., Breil, P.,** (2015). *Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France)*, *Science of the Total Environment* (532), 80-90. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.057 – ic.cx/namour2015
- ▶ **Schmitt L.,** (2007). Fiche technique OTHU n° 14 : *Une méthode de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau : vers un outil de gestion des hydrosystèmes périurbains*, 2007, 4 p. (actualisée en juin 2011) – <https://ic.cx/FicheOTHU14>
- ▶ **Breil P., Chocat B.,** (2007). Fiche technique OTHU n° 13 : *Méthode d'estimation de la modification du régime des crues dû à l'urbanisation*, 2007, 4 p. (actualisée en juin 2011) – <https://ic.cx/FicheOTHU13>

Quelles sont les trajectoires hydrogéomorphologiques des cours d'eau périurbains ?

Oldrich Navratil, Université Lyon 2, UMR-CNRS EVS

L'urbanisation est généralement associée à des enjeux d'inondation et de dégradation de la qualité de l'eau des rivières. Ces phénomènes se déroulent sur des temps généralement courts, à l'échelle d'un événement pluvieux. À des échelles de temps plus longues, de quelques années à plusieurs décennies, s'opèrent aussi au fil des crues des ajustements de la morphologie des cours d'eau urbains en lien avec l'imperméabilisation des sols et l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales.

L'imperméabilisation des sols entraîne une incision des cours d'eau périurbains

De nombreux travaux de recherche ont mis en lumière ces phénomènes d'ajustement morphologiques rapides (quelques années) en lien avec l'urbanisation, l'imperméabilisation des sols et donc l'augmentation du ruissellement (tableau 1). Ces ajustements se font la plupart du temps dans le sens d'une incision, c'est-à-dire d'une érosion du lit mineur entraînant une augmentation significative de la profondeur et de la largeur du cours d'eau. Ces tronçons sont généralement caractérisés par un chenal très profond, en forme de « U » (photo 1). D'autres

indices peuvent aussi signaler ce phénomène sur le terrain, comme une brusque augmentation des dimensions du lit de la rivière à l'aval de rejets urbains (déversoir d'orage, fossé ou buse routière...), une déstabilisation des berges par érosion laissant alors apparaître les racines de la végétation rivulaire.

Des conséquences économiques et environnementales importantes

Un cours d'eau incisé concentre les écoulements dans un chenal unique et plutôt rectiligne, à la manière d'un cours d'eau endigué. Ces modifications hydromorphologiques amplifient l'intensité des crues, et augmentent ainsi les risques d'inondation à l'aval de ces cours d'eau. Or ces zones sont souvent densément peuplées et donc associées à des enjeux socio-économiques importants. Le risque de destruction des infrastructures (ponts) et des réseaux (ex. routiers, ferrés, électriques) par érosion des berges et du fond du lit du cours d'eau est aussi accru. Ce phénomène d'incision du lit mineur est généralement associé à l'abaissement du niveau de la nappe phréatique qui accompagne les écoulements de la rivière en dehors des événements pluvieux, diminuant ainsi la quantité d'eau disponible et réduisant son accès pour les populations des zones densément peuplées (figure 1). D'un point de vue environnemental, l'incision entraîne aussi un vieillissement des forêts alluviales et un assèchement des zones humides qui ne sont alors plus alimentées par la nappe alluviale et/ou par les débordements fréquents de la

Tableau 1 : Les trajectoires hydromorphologiques de cours d'eau périurbains étudiés dans la littérature scientifique (d'après Chin, 2006 et Gregory, 1987).

	Variable d'ajustement hydromorphologique	Trajectoire géomorphologique*	Nombre d'études considérant cette variable (en %, sur 58 études)
Changement du profil en travers de la rivière	Capacité à pleins bords**	74% +	66
		86% +	50
		60% +	34
		100% +	14
Changements planimétriques et altimétriques	Largeur du lit mineur Hauteur du lit mineur Rapport entre la largeur et la hauteur du lit mineur Sinuosité du cours d'eau Pente du lit mineur	100% - ***	10
		+ et -	5

* : tendance vers une augmentation (+), diminution (-) ;

** : limite du lit mineur ou chenal principal du cours d'eau, au-delà de laquelle l'écoulement en crue se répand dans la plaine alluviale. La capacité est exprimée en m². Elle est associée à une largeur mouillée (m) et une hauteur d'eau (m) à pleins bords ;

*** : trajectoire allant vers une rectification des cours d'eau.

Photo 1 : Exemple d'ajustement morphologique d'une rivière du bassin de l'Yzeron (source : O. Navratil) : le lit du cours d'eau est fortement incisé, avec une forme typique en « U », les berges sont fortement érodées et abruptes, laissant alors apparaître les racines de la végétation rivulaire.



rivière. La capacité d'autoépuration des cours d'eau urbains tend aussi à diminuer, du fait de la moindre diversité des faciès géomorphologiques. Ces cours d'eau deviennent alors beaucoup plus sensibles aux rejets urbains. Enfin, à l'aval des tronçons incisés, on peut parfois observer des dépôts de sables importants, qui s'ajoutent aux pollutions des rejets urbains et entraînent des impacts écologiques importants (ex. colmatage).

Les causes de ces incisions expliquées à travers l'exemple du bassin versant de l'Yzeron dans l'ouest Lyonnais

Une rivière très sensible aux phénomènes d'incision

Le bassin versant de l'Yzeron présente actuellement des zones urbaines très denses dans sa partie aval à proximité de Lyon, des zones périurbaines moins denses et plus morcelées dans

sa partie médiane, et des zones restées rurales en amont. Une série de cartes d'occupation du sol établie pour la période 1904-2000 (Cottet, 2005) montre que le bassin de l'Yzeron était très rural au début du xx^e siècle, et jusque dans les années 1950-1960, avec de nombreuses prairies et surfaces de labour (figure 2). Des analyses sédimentologiques et des datations effectuées dans les berges de ruisseaux incisés montrent que de très grandes quantités de sédiments ont été exportées de ces zones de labour et ont lentement comblé le fonds des vallons par des matériaux très sableux et facilement remobilisables (Delile *et al.*, 2016). Avec la déprise rurale de la seconde partie du xx^e siècle, les surfaces agricoles ont nettement diminué et les forêts ont recolonisé les versants. Les apports sédimentaires provenant des labours ont alors fortement diminué, entraînant de nombreuses incisions de la rivière; les plus spectaculaires se trouvant en tête du bassin, dans les anciens dépôts sableux. Ainsi, près d'un tiers des incisions (en pourcentage de la longueur totale des tronçons

Avant incision

Les conséquences de l'enfoncement du lit

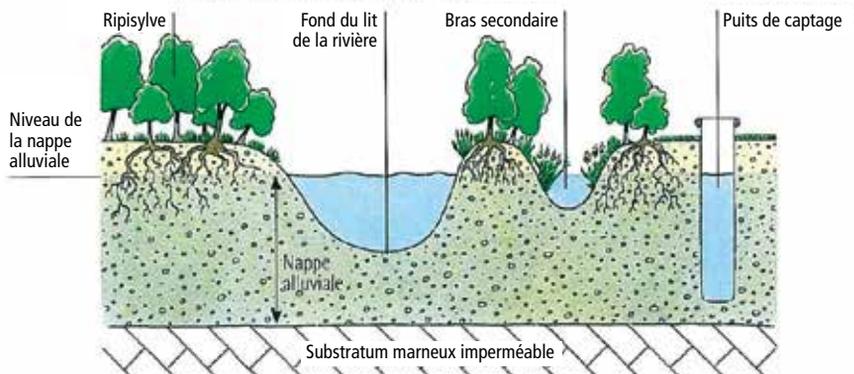


Figure 1 : Impact de l'incision des cours d'eau. (Source : dessins de Philippe Coque pour Frane).

Après incision

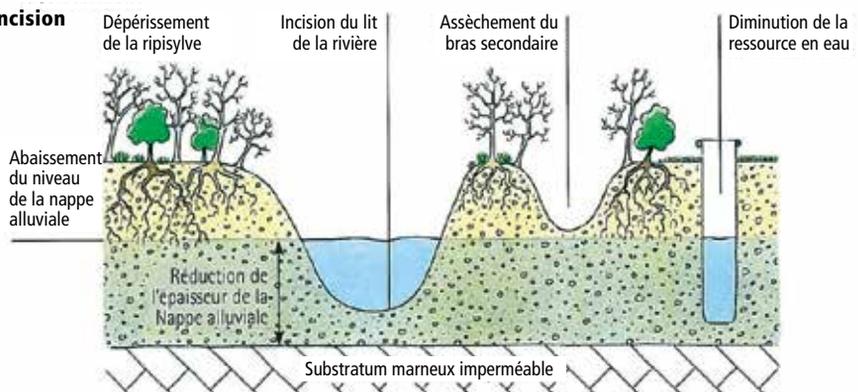
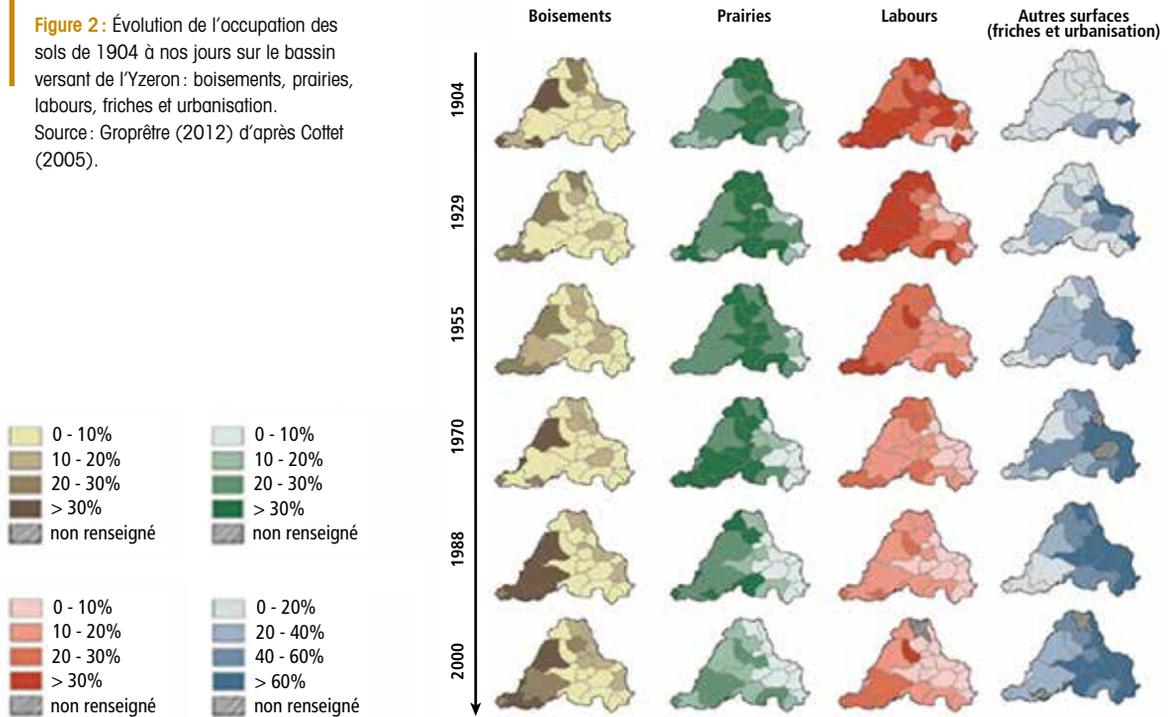


Figure 2 : Évolution de l'occupation des sols de 1904 à nos jours sur le bassin versant de l'Yzeron : boisements, prairies, labours, friches et urbanisation.
Source : Groprêtre (2012) d'après Cottet (2005).



incisés) se situe dans les Monts du Lyonnais où l'urbanisation s'est très peu développée (Groprêtre, 2011). Ces éléments historiques expliquent la très grande sensibilité de l'Yzeron et de ses affluents aux phénomènes d'incision.

L'imperméabilisation et les déversoirs d'orage en causes

Depuis les années 1960-1970, les populations urbaines se déplacent vers les zones rurales et s'y implantent durablement. La surface urbanisée du bassin de l'Yzeron passe ainsi de 21 % en 1970 à 36 % en 2008. Sur ces surfaces bâties, l'infiltration et l'évapotranspiration diminuent, tandis que les volumes d'eau ruisselée augmentent significativement. Ces eaux pluviales sont alors en partie récupérées par un réseau d'assainissement unitaire équipé de déversoirs d'orage pour le déléster. Le bassin de l'Yzeron compte au total 70 déversoirs d'orage qui se déclenchent plusieurs fois par an. L'impact de ces rejets sur le régime des crues est très important. Des mesures hydrométriques montrent que les débits de crues fréquentes peuvent être multipliés par plus de 3 ou 4 à l'aval de déversoirs d'orage.

Cette augmentation de l'intensité des crues fréquentes a alors des conséquences importantes sur les flux sédimentaires et la morphologie des cours d'eau urbains. En effet, ces crues sont par définition très morphogènes, c'est-à-dire qu'elles sont responsables de l'essentiel du transport sédimentaire pluri-annuel et façonnent de ce fait, sur le long terme, la morphologie du cours d'eau (son gabarit, la longueur d'onde de ses méandres et les alternances seuils-mouilles). L'augmentation de l'intensité de ces crues fréquentes est un élément d'explication des incisions importantes constatées à l'aval des surfaces urbanisées (Groprêtre, 2011).

Un second facteur très pénalisant est la présence des déversoirs d'orage. Les eaux rejetées par ces ouvrages sont très faiblement chargées en sédiments grossiers (graviers, galets), généralement charriés par la rivière et qui façonnent sa morphologie. Les cours d'eau dans lesquels ces eaux pluviales se déversent, se trouvent alors en situation

de déficit sédimentaire, accélérant ainsi les processus d'érosion des sédiments de la rivière elle-même, et donc son incision et son élargissement: on parlera alors de « hungry water », littéralement « les eaux affamées » en sédiments. Un nouvel équilibre hydromorphologique est rarement atteint sur ces cours d'eau, même plusieurs années après l'imperméabilisation du bassin versant.

Les apports de l'OTHU pour diagnostiquer et expliquer ces phénomènes d'incisions

Première méthode: la mesure du transport de sédiments

Pour diagnostiquer ces ajustements morphologiques, une première approche consiste à mesurer et à comparer le transport solide par charriage de cours d'eau situés dans des contextes contrastés en termes d'urbanisation (ex. un site périurbain et un site rural), mais présentant toutefois des similarités d'un point de vue géologique, climatologique, pente, taille de bassin versant¹. Toutefois ces études sont rares car très difficiles à mener: elles impliquent la réalisation de mesures pendant plusieurs années avant les changements d'occupation des sols (ou période de calage), puis plusieurs années après les aménagements, le temps que les ajustements morphologiques se produisent. Les seuls exemples disponibles dans la littérature vont dans le sens d'une production sédimentaire plus importante des cours d'eau urbains. Les travaux de Groprêtre (2011), menés dans le cadre de l'OTHU sur le bassin de l'Yzeron, ont également permis de montrer que les incisions constituaient une source importante de sédiments fins et contribuaient à la dégradation, par colmatage et ensablement des écosystèmes des cours d'eau situés en aval. Diverses recommandations opérationnelles ont alors été formulées pour limiter ces impacts.

¹ Cette méthode dite « des bassins versants appariés » a été introduite en hydrologie pour comparer, sur le long terme, les effets de changement d'occupation des sols *ceteris paribus*.

Figure 3 : Exemple de deux sites, en milieu rural et en milieu périurbain présentant des surfaces de bassin équivalentes. Le cours d'eau périurbain présente une largeur et une hauteur de lit mineur plus importantes.



Site rural : Yzechau
Surface BV : 22 km² - Urbanisation : 1,1 %

Site périurbain : Ratier
station Surface BV : 17,4 km² - Urbanisation : 7 %

Deuxième méthode: l'étude de la morphologie du cours d'eau

Une autre méthode consiste à comparer, à l'échelle d'une région présentant des caractéristiques climatiques et géologiques similaires, la morphologie de cours d'eau situés dans des contextes d'occupation des sols à dominante rurale et urbaine. Par exemple, la figure 3 présente deux tronçons associés à des surfaces de bassin versant équivalentes, mais présentant un taux d'urbanisation différent. Une nette différence de morphologie apparaît déjà visuellement: le cours d'eau périurbain présente une largeur et une hauteur de lit mineur bien plus importantes que le site rural, à surface de bassin comparable. Une approche régionale a donc été développée puis appliquée sur le bassin de l'Yzeron (Navratil *et al.*, 2013). 19 tronçons de cours d'eau ont été choisis avec des tailles de bassins versants et des taux d'urbanisation contrastés. Sur ces tronçons, des mesures topographiques et hydrauliques ont été réalisées sur 10 à 20 sections en travers pour estimer différents indicateurs hydromorphologiques. Une analyse statistique de ces données nous a permis, dans le cas de l'Yzeron, d'identifier quatre variables discriminant selon des critères hydromorphologiques, les cours d'eau ruraux de cours d'eau urbains. En moyenne, les cours d'eau urbains du bassin de l'Yzeron sont 30 % plus large et plus profond que les cours d'eau ruraux, avec un débit de pleins bords² 80 % plus important, et un lit mouillé d'étiage 50 % plus large. Aucune différence n'a été identifiée pour les variables de pente et de granulométrie des sédiments présents du fond du lit mineur.

Il faut diminuer les rejets aux petits cours d'eau pour réduire leur incision

Nous avons aussi mis en évidence que l'intensité des incisions augmentait avec le taux d'imperméabilisation du bassin de chaque cours d'eau. Enfin, même si les élargissements et les incisions touchent indifféremment les petits cours d'eau et les plus grands cours d'eau, les incisions les plus importantes se localisent toutefois sur les plus petits cours d'eau situés à l'aval de déversoirs d'orage ou de buses de rejet routier.

Ainsi, des mesures de réduction des incisions passeront prioritairement par une diminution significative des rejets dans

² C'est-à-dire, le débit juste avant le débordement de l'écoulement du lit mineur dans la plaine alluviale.

ces petits cours d'eau urbains. Une difficulté du diagnostic réside toutefois dans le fait de savoir si les incisions observées sont liées à l'urbanisation ou à un effet conjugué d'autres phénomènes, comme l'histoire pluri-séculaire de l'occupation des sols des surfaces drainées évoquée précédemment (Groprêtre, 2011). De ce fait, quantifier ces ajustements reste une démarche complexe reposant sur une connaissance fine du terrain et du contexte historique du bassin versant.

Imperméabilisation des sols et intensités des crues

De nombreuses études issues de la littérature scientifique (ex. Hollis, 1975) ont montré que les régimes des crues étaient inégalement affectés par l'imperméabilisation des sols. Alors que l'intensité des crues très fréquentes (< 1 an) est multipliée par 20, celle de la crue annuelle est multipliée par 10, et celle de la crue décennale par 3. L'explication est la suivante : lors de ces événements hydrologiques rares, les sols non artificialisés sont saturés en eau et se comportent alors comme des sols imperméables. Ces résultats ont été confirmés sur l'Yzeron.

POUR ALLER PLUS LOIN

- ▶ **Chin A., Gregory K.J.**, (2005). *Managing urban river channel adjustments*. *Geomorphology* 69, 28-45 – lc.cx/chin2005
- ▶ **Gregory K.J.**, (2002). *Urban channel adjustments in a management context: an Australian example*. *Environ. Manage.* 29, 620-633 – lc.cx/gregory2002

