



HAL
open science

Indicateurs multi-échelles d'occupation du sol : outils de diagnostic des pressions sur les cours d'eau pour l'enjeu DCE

N. Lalande, Agathe A. Decherf, Flavie Cernesson

► To cite this version:

N. Lalande, Agathe A. Decherf, Flavie Cernesson. Indicateurs multi-échelles d'occupation du sol : outils de diagnostic des pressions sur les cours d'eau pour l'enjeu DCE. [0] irstea. 2014, pp.48. hal-02599785


HAL Id: hal-02599785

<https://hal.inrae.fr/hal-02599785v1>

Submitted on 16 May 2020

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

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



Indicateurs multi-échelles d'occupation du sol : outils de diagnostic des pressions sur les cours d'eau pour l'enjeu DCE

LIVRABLE DANS LE CADRE DE LA CONVENTION N°2010 0190

FEVRIER 2014

**NATHALIE LALANDE, FLAVIE CERNESSON
ET AURELIA DECHERF**

Maison de la télédétection
500 Rue Jean François Breton
34093 MONTPELLIER cedex 5

Pour mieux
affirmer
ses missions,
le Cemagref
devient Irstea



TABLE DES MATIERES

LISTE DES FIGURES :	5
LISTE DES TABLEAUX :	5
ABREVIATIONS :	5
INTRODUCTION	7
1- ROLES DE L'OCCUPATION DU SOL SUR LA QUALITE DES RIVIERES	9
1.1- <i>L'occupation du sol naturelle et semi-naturelle</i>	10
1.1.1- Création d'habitats pour la faune et la flore	10
1.1.2- Protection des berges et lutte contre les inondations	11
1.1.3- Filtration et capture des sédiments et des nutriments	12
1.1.4- Régulation trophique	14
1.1.5- Conclusion	14
1.2- <i>Les occupations du sol liées aux activités anthropiques</i>	15
1.2.1- Les sols agricoles	15
1.2.2- Les sols artificiels.....	16
1.2.3- Conclusion.....	17
1.3- <i>Les corridors rivulaires : espace d'échange privilégié</i>	17
1.3.1- Les corridors rivulaires : écotones entre rivière et milieu terrestre	17
1.3.2- L'emprise spatiale des corridors.....	18
1.3.3- Les ripisylves : un écosystème à part entière	19
1.4- <i>Conclusion</i>	21
2- SYSTEME D'INDICATEURS DE PRESSIONS DIFFUSES	22
2.1- <i>Interactions multi-échelles entre la qualité des cours d'eau et l'occupation du sol</i>	22
2.2- <i>Identification des indicateurs de pressions</i>	24
2.2.1- Les pressions naturelles	24
2.2.2- Les pressions anthropiques agricoles	25
2.2.3- Le cas particulier des pressions liées aux prairies	26
2.2.4- Les pressions anthropiques dites artificielles	27
2.3- <i>Conclusion : bilan des indicateurs de pressions</i>	28
3- EXEMPLES D'APPLICATION	30
3.1- <i>Présentation des deux zones tests</i>	30
3.2- <i>Les données nécessaires au calcul des indicateurs de pressions</i>	31
3.3- <i>Exemple d'indicateurs macro : pressions agricoles</i>	32
3.4- <i>Exemple d'indicateurs meso : pressions naturelles</i>	33
3.5- <i>Exemple d'indicateurs micro : pressions artificielles</i>	34
3.6- <i>Conclusion des cas d'application</i>	35
CONCLUSION	37
BIBLIOGRAPHIE	39

LISTE DES FIGURES :

Figure 1: Synthèse des rôles de l'occupation du sol naturelle et semi naturelle sur les cours d'eau.	10
Figure 2: Filtration des eaux de ruissellement par l'occupation du sol naturelle et semi naturelle.	13
Figure 3: Étagement de la végétation et gradient granulométrique des sédiments dans les corridors rivulaires (in Lalande 2013).	18
Figure 4: Les corridors rivulaires sont compris entre le lit mineur et la plaine d'inondation.	19
Figure 5: Les différents rôles des ripisylves (d'après Maridet, 1995).	20
Figure 6: Les trois échelles de construction des indicateurs de pressions (Lalande 2013).	23
Figure 7: Localisation des deux bassins d'application : les bassins l'Azergues et de l'Ognon (Lalande 2013)..	30
Figure 8: Indicateurs agricoles construits à l'échelle macro dans les bassins de l'Azergues (à gauche) et de l'Ognon (à droite) (Lalande 2013).	32
Figure 9: Quatre indicateurs naturels construits à l'échelle meso dans les bassins de l'Azergues (à gauche) et de l'Ognon (à droite) (Lalande 2013).	33
Figure 10: Trois indicateurs artificiels construits à l'échelle micro dans les bassins de l'Azergues (à gauche) et de l'Ognon (à droite) (Lalande 2013).	34

LISTE DES TABLEAUX :

Tableau 1 : Les indicateurs d'occupation du sol liés aux zones naturelles et semi naturelles (Lalande 2013). 25	25
Tableau 2 : Les indicateurs d'occupation du sol liés aux occupations du sol agricoles (Lalande 2013).	26
Tableau 3 : Les indicateurs d'occupation du sol artificiels (Lalande 2013).	27
Tableau 4 : Les 85 indicateurs de pressions sélectionnés par échelle et par grands types de pressions (Lalande 2013).	28

ABREVIATIONS :

DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau

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

MAE : Mesure Agro-Environnementale

RM&C : Rhône Méditerranée et Corse

TETIS : Territoire Environnement Télédétection et Information Spatiale

Introduction

Les cours d'eau sont des systèmes complexes fortement liés au milieu terrestre environnant. Ainsi, leur fonctionnement est à la fois dû à la dynamique interne propre à l'écosystème « rivière » et à la dynamique spatiale et temporelle des interactions homme/ri vière. Le fonctionnement des cours d'eau est modifié à la fois par l'évolution des pratiques anthropiques sur la ressource en eau mais aussi par l'usage des territoires à proximité de cette ressource. Au cours du temps, le développement économique et social a fortement remanié l'organisation des bassins versants : modifications des équilibres naturels énergétiques et de matière mais également changement des couvertures de surface. Toutes ces évolutions ont impacté plus ou moins profondément et plus ou moins durablement les caractéristiques physico-chimiques, hydromorphologiques et biologiques des cours d'eau.

L'amélioration du fonctionnement des cours d'eau et la préservation de ceux qui sont en bon état sont des problématiques au cœur des réglementations et des politiques modernes liées à la gestion de l'eau et notamment celle de la Directive cadre européenne sur l'Eau (DCE). Les objectifs de qualité que doivent atteindre les cours d'eau ne correspondent pas seulement aux besoins liés aux différents usages anthropiques (alimentation en eau potable, baignade, irrigation,...) mais aussi « au bon fonctionnement » des cours d'eau, donc à leur bon état écologique.

Dans ce contexte, identifier et hiérarchiser les pressions anthropiques qui altèrent le bon fonctionnement des cours d'eau est fondamental. Cependant, cette tâche est d'une grande difficulté, de par la nature complexe des cours d'eau et de par la diversité et la multiplicité des pressions anthropiques qui s'exercent sur eux. Les processus impliqués sont nombreux et diversifiés, ils font intervenir différentes échelles de temps et d'espace.

Les pressions anthropiques sur les milieux aquatiques peuvent être accidentelles, récurrentes ou permanentes. Elles peuvent atteindre le milieu soit localement par des rejets ponctuels soit faire intervenir des processus diffus. Ainsi, au-delà des observations locales, différentes aires d'influence sont à considérer pour prendre en compte ces pressions anthropiques dans leur globalité et les estimer le plus précisément possible. **Dans le cadre de ce travail, seules les pressions diffuses sont étudiées.**

L'utilisation des données d'occupation du sol comme estimateur des pressions diffuses par le cours d'eau est courante (Allan 2004b). Quantifier les activités humaines en utilisant des données d'occupation du sol est l'objectif principal de l'approche paysagère (Johnson and Host 2010). Elle s'est largement développée au cours des dernières décennies grâce à l'accès et au développement de données et d'outils toujours plus performants (Johnson and Host 2010). L'un des intérêts majeur d'utiliser ce type de données est d'avoir une information en tout point de l'espace.

Chaque occupation du sol interagit différemment avec les diverses composantes constitutives du fonctionnement des cours d'eau. La nature et l'intensité des processus biophysiques impliqués varient en fonction du type, de la forme et de la localisation dans le bassin versant de l'occupation du sol considérée. Plusieurs niveaux d'analyse de l'occupation du sol doivent être pris en compte car les interactions entre les cours d'eau et le milieu terrestre environnant s'opèrent de l'échelle locale à celle de l'ensemble de territoire drainé, le bassin versant.

L'objectif de ce rapport est de proposer un ensemble structuré d'indicateurs de pressions diffuses facilement mobilisables pour pouvoir construire des modèles pressions/impacts spatialisés. **Dans notre cas, le système d'indicateurs mis en place est basé sur des données d'occupation du sol. Ce travail repose principalement sur l'hypothèse que les caractéristiques de l'occupation du sol**

dans une emprise géographique donnée représentent un « forfait pression » synthétisant la nature et l'intensité des processus biophysiques qui ont lieu entre le cours d'eau et le milieu terrestre considéré. Il est important de noter que, dans cette définition, le terme « pression » ne représente pas forcément un processus d'altération mais bien un ensemble de processus d'interactions avec les cours d'eau.

Par définition, le choix d'un indicateur s'appuie en premier lieu sur l'état des connaissances scientifiques, dans notre cas, des interactions entre milieu terrestre et qualité écologique des cours d'eau.

Les études de cas et les expérimentations en laboratoire déclinent la quasi-totalité du temps, les pressions en trois grandes catégories :

- ♣ les pressions naturelles liées l'occupation du sol naturelle et semi-naturelle quasiment dépourvues de pressions anthropiques ;
- ♣ les pressions anthropiques agricoles liées à la présence de terres arables et de cultures pérennes ;
- ♣ les pressions anthropiques dites artificielles, c'est-à-dire les pressions affiliées à la présence de zones urbaines, industrielles ou associées aux infrastructures de transport.

Dans un premier temps, ce rapport s'attache à décrire les liens entre les différents types d'occupation du sol et le fonctionnement des cours d'eau. Dans un second temps, il propose un pool d'indicateurs de pression pour décrire et estimer les trois grands types de pressions diffuses sur les cours d'eau. Ces deux premières étapes s'appuient sur une analyse bibliographique approfondie de plus de 120 références. Enfin, deux cas d'application sont présentés sur lesquels les différents indicateurs de pressions ont été calculés.

1- ROLES DE L'OCCUPATION DU SOL SUR LA QUALITE DES RIVIERES

Les différentes activités humaines (l'urbanisation, l'agriculture, l'industrie, les transports, la navigation, les activités récréatives, etc.) génèrent des pressions sur les eaux de surface et les hydrosystèmes. Ces pressions sont souvent nombreuses et d'autant plus difficiles à qualifier et quantifier lorsque l'on souhaite les appréhender sur de vastes territoires. Les eaux de surface sont très vulnérables aux pollutions diffuses et ponctuelles ainsi qu'aux prélèvements d'eau et aux altérations morphologiques. Si certaines pressions industrielles, domestiques ou urbaines peuvent être déterminées à partir de données de rejet dans l'environnement, les pollutions diffuses de toutes origines sont plus difficiles à quantifier. Les pressions diffuses sont issues de sources surfaciques et possèdent un mode de transfert qui est nécessairement spatialisé.

La DCE exige « l'identification des pressions anthropiques significatives et l'évaluation de leurs impacts sur l'état écologique des cours d'eau » (Annexe II). Il faut donc identifier et hiérarchiser les causes d'altération des processus fonctionnels des écosystèmes aquatiques (physiques, biogéochimiques et écologiques). Identifier et hiérarchiser les pressions n'est pas aisé car (i) les réponses des cours d'eau ne sont pas systématiquement identiques pour une pression donnée et (ii) les effets de ces pressions peuvent se cumuler ou s'annuler à différentes échelles de temps et d'espace (Wasson et al. 2005).

Les données d'occupation du sol et les indicateurs qui en découlent sont couramment acceptés comme de bons estimateurs de l'intégrité physique et biologique des écosystèmes aquatiques (Karr 1991, Allan and Johnson 1997a). Les données d'occupation du sol sont définies dans l'espace, et sont donc assez homogènes et facilement disponibles. Elles représentent un bon outil d'estimation des pressions diffuses **sous l'hypothèse de faire correspondre à une occupation du sol donnée dans une emprise donnée un « forfait pressions »**. La revue récente faite par Johnson et Host (2010) présente l'évolution historique et l'importance croissante des études reliant les indicateurs d'occupation du sol et la qualité (biologique, chimique et physique) des rivières.

Les premières études sur les liens entre la qualité des rivières et l'occupation du sol remontent aux années 1950. Elles ont été menées dans des bassins expérimentaux et leur principal objectif était économique pour limiter les nuisances liées au régime hydrologique : par exemple, étudier le rôle des forêts sur les régulations des débits (Johnson and Host 2010). À partir des années 1970 et 1980, la constatation de la dégradation des milieux aquatiques oriente les travaux sur les interactions occupation du sol / rivière vers des études d'impacts. Depuis les années 1990, le développement de nouveaux outils (dont les systèmes d'information géographique à partir des années 2000) et la disponibilité de données de plus en plus précises (imagerie aérienne ou satellite) ont favorisé le développement de ces études, et ce, sur des territoires de plus en plus vastes (Allan 2004a, Lattin et al. 2004). Certaines de ces études se sont concentrées sur des études de cas (Cooper and Testa 2006, Bahar et al. 2008), d'autres ont ciblé certains types d'occupation du sol (Maridet and Piegay 1994, Arnold and Gibbons 1996, Roth et al. 1996, Walser and Bart 1999, Paul and Meyer 2001, Frimpong et al. 2005), d'autres encore ont favorisé certaines échelles (Barling and Moore 1994, Allan and Johnson 1997a, Effenberger et al. 2006) et enfin, certaines ont focalisé sur un type de pression donnée (Johnes et al. 1996, Billen and Garnier 1999). Il ressort des différentes études, et notamment des articles de revue que, chaque occupation du sol en fonction de sa nature, sa superficie, sa forme et sa distance au cours d'eau va agir sur la qualité et le fonctionnement du cours d'eau (Allan 2004b, Johnson and Host 2010).

1.1- L'occupation du sol naturelle et semi-naturelle

L'occupation du sol naturelle et semi-naturelle représente les forêts, les pelouses d'alpage et les prairies naturelles. Lorsqu'elle est présente dans un bassin versant, cette occupation du sol joue de nombreux rôles dans le fonctionnement et la protection des écosystèmes aquatiques (et terrestres) (Maridet 1995). L'ensemble de ces rôles est résumé dans la **Figure 1**.

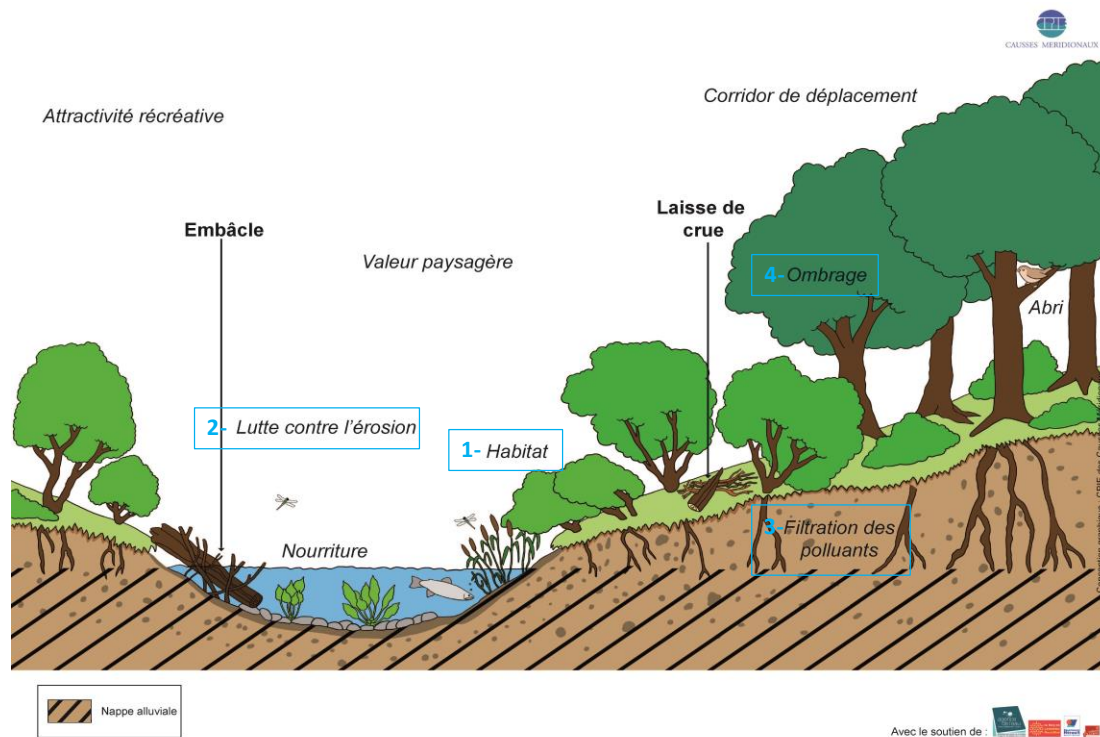


Figure 1: Synthèse des rôles de l'occupation du sol naturelle et semi naturelle sur les cours d'eau.

Comme le montre la **Figure 1**, les influences de l'occupation du sol naturelle et semi-naturelle sur les rivières et leur fonctionnement sont très variées. Elle modifie les facteurs trophiques des rivières (apport de nourriture, régulation de la lumière), influence les caractéristiques physiques des berges (protection contre les érosions, création d'habitats pour la faune) et enfin joue un rôle de filtre épurateur pour les eaux de ruissellement.

1.1.1- Création d'habitats pour la faune et la flore

Les conditions environnementales qui règnent dans les formations végétales de bord de cours d'eau favorisent le développement, la reproduction et la migration de nombreuses espèces. L'occupation du sol naturelle et semi-naturelle, et particulièrement les arbres, va créer des habitats pour la faune et la flore aquatique selon trois mécanismes :

- ♣ la création de caches et de supports grâce à leurs racines immergées ;
- ♣ la création de supports grâce au bois tombé dans le cours d'eau ;
- ♣ la création de caches et de supports grâce aux embâcles.

Les racines des arbres offrent des habitats sous forme d'abris pour les populations aquatiques telles que les poissons (Maridet 1995, O'Driscoll et al. 2006, Dineen et al. 2007) ou les macro-invertébrés (Cummins et al. 1989, Graca 2001). Ces caches formées par les racines modifient le régime hydrique du cours d'eau et constituent également des lieux de reproduction privilégiés par certaines espèces. Les débris ligneux apportés par la végétation des corridors

constituent de nombreux habitats (Milner and Gloyne-Phillips 2005). En particulier, Benke et al. (1985) démontrent la potentialité de ces habitats lors de l'étude de la Satilla, un cours d'eau à fond sableux. Bien que le bois mort ne représente que 4 % de la surface totale habitable de la rivière, plus de 60 % de la biomasse invertébrée de la rivière se trouve sur ces débris ligneux.

L'apport de débris ligneux forme localement des zones d'embâcles qui ralentissent l'écoulement du cours d'eau et qui forment des structures de rétention des particules détritiques. Ces structures servent de nourriture mais aussi de lieu de vie et de reproduction pour les communautés benthiques et piscicoles (Angermeier and Karr 1984, Wallace and Benke 1984, Prochazka et al. 1991). Au niveau des embâcles, les conditions environnementales sont fortement modifiées créant ainsi des habitats atypiques propices au développement d'espèces terrestres particulières telles que le castor ou certains oiseaux.

1.1.2- Protection des berges et lutte contre les inondations

Le rôle de la végétation naturelle pour stabiliser et diminuer l'érosion des berges est connu depuis longtemps. Au XVII^{ème} siècle, on note les premières utilisations des végétaux dans des techniques de génie végétal pour maintenir ou stabiliser les berges. Les mécanismes de protection des berges par la végétation naturelle font intervenir deux principes :

- ♣ l'emprisonnement des particules de terre des berges par un maillage racinaire multi-niveaux : « les systèmes racinaires des végétaux créent un maillage biologique qui piège les particules minérales de la berge » (Maridet 1995). La forme, la densité et la profondeur des systèmes racinaires varient en fonction des végétaux. Ainsi, en fonction des végétaux présents (nature et densité), la qualité du maillage racinaire est variable ;
- ♣ la diminution de l'énergie érosive du courant par le freinage de l'écoulement de l'eau opéré par la rugosité des berges (forces de frottements plus importantes).

La végétation naturelle et semi naturelle protège contre les inondations. Elle a notamment un rôle économique en limitant les dégâts selon deux processus :

- ♣ l'expansion de crues sur des zones sans enjeu économique fort. Le stockage de l'eau dans ces zones diminue la hauteur du pic de crue. Ce principe est mis en avant par les nouvelles politiques de prévention contre les risques d'inondation qui tentent de recréer ou de réhabiliter des zones inondables dans les parties amont des cours d'eau (Oberlin et Lambert, 1991 in Maridet 1995) ;
- ♣ le frein à l'écoulement par la végétation (racines ou parties aériennes) qui augmentent la rugosité hydraulique de la surface du sol (Daniels and Gilliam 1996). Ce maillage de racines et d'obstacles naturels va diminuer l'énergie de la crue, stabiliser le sol et ainsi limiter les dégâts et l'érosion des sols. Ce principe est même plus important pour la protection contre les crues car, dans la plupart des cas, les dégâts économiques liés aux inondations sont plutôt induits par le courant que par la submersion (Maridet 1995).

1.1.3- Filtration et capture des sédiments et des nutriments

L'utilisation de la végétation des corridors rivulaires comme barrière de protection contre les pressions anthropiques est très courante (Décamps 2002). Ce rôle de filtre naturel a été reconnu et étudié dès les années 1960 (Haupt and Kidd 1965). Il est aujourd'hui au cœur de mesures agro-environnementales telles que la mise en place de bandes enherbées autour des parcelles agricoles. La végétation des corridors rivulaires va jouer ce rôle de barrière de protection et piéger les nutriments et les sédiments des eaux de ruissellement avant qu'elles n'atteignent le cours d'eau (Naiman and Decamps 1997).

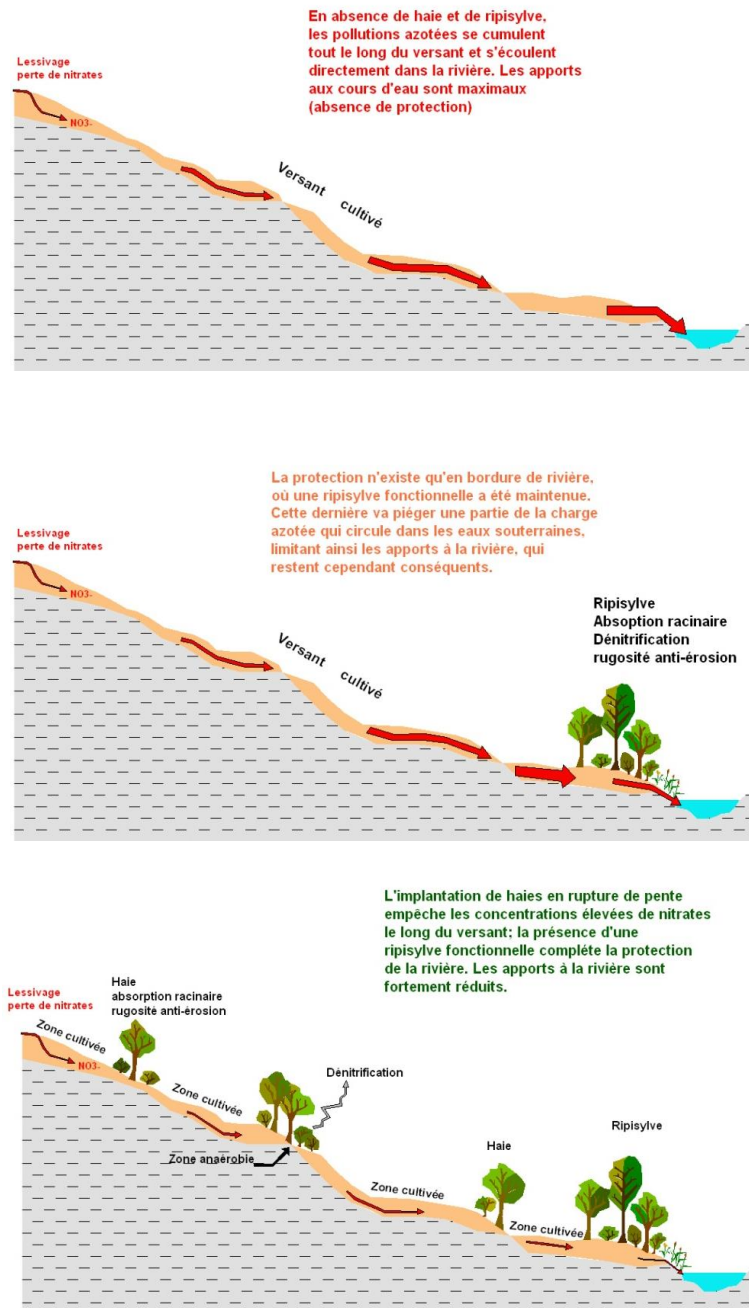
Les premières études sur les capacités de rétention des sédiments (Haupt and Kidd 1965, Cooper et al. 1987, Jones et al. 2001) et des nutriments (Peterjohn and Correll 1984, Cooper 1990, Vought et al. 1994) par la végétation naturelle se sont déroulées en milieu agricole. Dans les années 1990 et 2000, les études sur les rôles de filtre de la végétation rivulaire se sont généralisées et de nombreux auteurs ont également étudié ces rôles en milieux urbain et mixte (Gregory et al. 1991, Naiman and Decamps 1997). Cooper et al. (1987) proposent les premières emprises (largeur de ripisylve boisée) de 15 m à 50 m pour retenir plus de 80 % des sédiments des eaux de ruissellement issues de bassins agricoles.

En limitant l'apport de sédiments dans les cours d'eau, on limite également l'apport de nutriments car les sédiments sont souvent des particules chargées en nitrates et phosphates (adsorption des nutriments par les structures moléculaires des argiles notamment pour former des colloïdes organiques) ou autres pesticides (Piegay and Maridet 1994).

La réduction de la teneur en nutriments azotés et phosphorés des eaux de ruissellement est essentiellement due aux processus de sédimentation et de dénitrification. En traversant des zones végétalisées naturelles, l'eau de ruissellement va être ralentie par les structures végétales et va ainsi s'infiltrer dans le sol (Maridet 1994, Daniels and Gilliam 1996). Les bactéries présentes dans les sols diminuent la teneur en azote des eaux selon le processus de dénitrification (transformation du nitrate dissout en di-azote gazeux en condition anaérobie). L'absorption racinaire entraîne également une diminution des teneurs en nitrates et phosphates des eaux infiltrées. En période de hautes eaux, l'engorgement du sol crée des conditions anaérobies favorisant la dénitrification microbienne. En période de basses eaux, le sol est en condition aérobie et l'absorption racinaire est la principale voie de dénitrification. Au fil du temps, des quantités importantes de matières s'accumulent dans les zones riveraines et peuvent menacer l'écosystème du cours d'eau à long terme.

La végétation joue également un rôle de barrière physique contre les aérosols générés lors des épandages agricoles. En effet, le couvert végétal des arbres et des arbustes joue un rôle d'écran pour empêcher les produits agricoles pulvérisés d'atteindre les cours d'eau. La largeur et la composition (plantes herbacées, ligneuses) des corridors vont fortement influencer ces capacités de rétention.

Les bandes de végétation naturelle sont importantes le long des cours d'eau pour y limiter les flux de sédiments et de nutriments. Comme le montre la **Figure 2**, pour limiter au maximum ces flux, il faut mettre en place des bandes de végétation naturelle régulièrement dans le bassin versant.



Source : http://www.syndicat-reyssouze.fr/Haies-ripisylve-et-zone-tampon.html?var_recherche=haie

Figure 2: Filtration des eaux de ruissellement par l'occupation du sol naturelle et semi naturelle.

De nombreuses études proposent des emprises et des natures de végétation naturelle pour piéger les nutriments et les sédiments (Osborne and Kovacic 1993, Maridet 1994, Vought et al. 1994, Maridet 1995, Daniels and Gilliam 1996, Jones et al. 2001). Les capacités de rétention sont également variables en fonction des nutriments ou des sédiments. Plus les sédiments sont fins, plus la largeur de la bande de végétation doit être importante pour les capturer. Vought et al. (1994) relatent que, pour un même débit et pour le même type de plantes, 66 % des phosphates disparaissent après 8 m et 95 % sont retenus après 16 m, alors que respectivement seulement 20 % et 50 % des nitrates sont éliminés. Certains cas montrent même que l'épuration des eaux peut être quasi-parfaite avec plus de 99 % des nitrates éliminés après un transit des eaux dans une forêt alluviale de 30 m de large (Pinay et al. 1993). Pour les sédiments, Barling et Moore (1994) proposent des largeurs de végétation herbacée de rétention de 3 m pour les sables, de 15 m pour les limons et de 122 m pour les argiles.

1.1.4- Régulation trophique

La végétation naturelle, et particulièrement celle bordant les cours d'eau, joue un rôle majeur sur la chaîne trophique en régulant la quantité de lumière et la température du cours d'eau et en apportant de la matière organique. Cette fonction régulatrice est essentiellement le fait des occupations du sol boisées. De par leur taille et leur feuillage, les arbres et arbustes à proximité de cours d'eau vont projeter une ombre et ainsi permettre une régulation de la lumière et donc de la température du cours d'eau.

La température est une variable fondamentale dans le fonctionnement de l'écosystème rivière. Tout d'abord, la température influe sur les conditions trophiques du milieu et notamment sur le coefficient de dissolution du dioxygène dans l'eau. Ce coefficient diminue avec l'augmentation de la température ce qui induit un appauvrissement de la teneur en oxygène de l'eau. De plus, la plupart des organismes aquatiques sont des organismes poïkilothermes (à température variable). La température agit donc directement sur leur métabolisme et notamment sur leur taux de reproduction (Quinn et al. 1997). Enfin une augmentation de la température est propice au développement bactérien qui peuvent causer des maladies sur la faune aquatique (Maridet 1995).

L'ombrage de la végétation rivulaire régule à la fois les températures extrêmes mais aussi limite les variations quotidiennes. Maridet (1995) rapporte que la suppression de la végétation riveraine peut entraîner une augmentation moyenne des températures maximales estivales allant de 3 à 10°C et des variations quotidiennes de plus de 15°C (Maridet 1995).

L'apport de matière nutritive est la base du fonctionnement hétérotrophe du cours d'eau. Cet apport est fondamental notamment en tête de bassin versant ou en milieu acide où les cours d'eau sont pauvres. La nature des espèces constitutives de la végétation arborée influence la qualité de ces apports allochtones (résineux vs feuillus alluviaux, aulnes et saules) (Maridet 1994, Maridet and Piegay 1994, Maridet 1995).

1.1.5- Conclusion

Les influences de l'occupation du sol naturelle et semi-naturelle sur les cours d'eau sont nombreuses et variées. Ce type d'occupation du sol offre un environnement quasiment dépourvu de pression aux cours d'eau et lui sert de protection. En effet, la présence d'occupation sol naturelle et semi-naturelle joue un rôle de filtre et limite les flux de nutriments et de sédiments issus des eaux de ruissellement. Le système racinaire de la végétation naturelle maintient les berges et limite les conséquences des crues. Localement, il favorise également la création et la diversification des habitats aquatiques. Enfin, la végétation naturelle influence le niveau trophique du cours d'eau en apportant de la matière organique et en régulant l'apport de lumière (ombrage et fluctuations thermiques).

1.2- Les occupations du sol liées aux activités anthropiques

Les problèmes de qualité d'eau et les altérations du fonctionnement des cours d'eau observés sont principalement dus à l'évolution des pratiques anthropiques tant sur la ressource en eau elle-même (prélèvement, hydroélectricité,..) que sur l'usage des territoires à proximité de cette ressource. Au cours du temps, les pressions anthropiques sont donc devenues de plus en plus intenses et de plus en plus variées.

La dynamique naturelle des cours d'eau est souvent contrainte par des interventions plus ou moins massives en ingénierie lourde dans le lit des cours d'eau (chenalisation, barrages,...) et à proximité (renforcements de digues, élimination de la végétation rivulaire,...).

Les changements d'occupation du sol liés au développement des activités anthropiques ont donc modifié les caractéristiques et le fonctionnement des cours d'eau. Ainsi, aujourd'hui de plus en plus de particules en suspension et de solutés d'origine anthropique sont présents dans les cours d'eau (Peters 2009).

Pour décrire les pressions anthropiques diffuses, nous distinguerons deux grands types d'occupations du sol liées aux activités anthropiques : les occupations du sol agricoles et les occupations du sol artificielles.

1.2.1- Les sols agricoles

Les occupations du sol agricoles sont à l'origine de nombreuses pressions aussi bien chimiques que physiques sur les cours d'eau. Ces pressions sont étudiées depuis longtemps et sont les mieux connues (Haupt and Kidd 1965, Peterjohn and Correll 1984, Cooper et al. 1987, Cooper 1990, Vought et al. 1994, Roth et al. 1996, Johnes and Heathwaite 1997, Walser and Bart 1999, Jones et al. 2001). Les activités agricoles génèrent des flux de sédiments, de nutriments et de produits phytosanitaires dans les cours d'eau.

Les sédiments augmentent la turbidité de l'eau ce qui diminue le flux de lumière pénétrante dans la colonne d'eau et donc réduit l'activité photosynthétique des plantes aquatiques et toute la production primaire du cours d'eau (Walser and Bart 1999, Allan 2004b). Les sédiments vont également combler de nombreux micro-habitats essentiels au développement et à la reproduction de certaines espèces (poissons et invertébrés notamment). En grande quantité, les sédiments fins ont également des conséquences directes sur les organismes aquatiques et peuvent également provoquer des lésions au niveau des branchies des poissons (Maridet 1995). L'apport massif de sédiments, modifie également le transport solide dans le cours d'eau ainsi que l'intensité et la localisation des érosions (Allan 2004b, a).

L'apport de nutriments et de produits phytosanitaires dans les cours d'eau modifie la chimie de l'eau. Les pesticides, fongicides et autres produits phytosanitaires peuvent avoir des conséquences néfastes sur la croissance ou la reproduction des organismes aquatiques. L'azote et le phosphore augmentent le développement de certains végétaux aquatiques et favorisent l'eutrophisation. Ce surdéveloppement a deux conséquences majeures pour le cours d'eau :

- ◆ en phase de croissance, ces algues envahissent les rivières et diminuent les habitats et la lumière pour les autres espèces aquatiques ;
- ◆ en phase de décomposition, cette grande quantité de biomasse a besoin de beaucoup d'oxygène pour se décomposer et peut provoquer des conditions anoxiques dans le cours d'eau à l'origine de la mort des poissons et des invertébrés.

Cependant, la présence d'agriculture n'a pas que des conséquences néfastes sur les cours d'eau. Les pressions agricoles dépendent des pratiques agricoles et de l'importance relative de

l'agriculture par rapport aux autres occupations du sol. En milieu pauvre (sol acide, absence de végétation,...) les nutriments issus des zones agricoles peuvent constituer l'unique apport de matière organique dans les cours d'eau (Maridet 1995, Johnson and Host 2010) et leur être alors bénéfiques.

1.2.2- Les sols artificiels

Les occupations du sol urbaines, industrielles ainsi que celles associées aux infrastructures de transport (routes, voies ferrées,...) sont communément regroupées dans la littérature par l'appellation « occupation du sol artificielle ». C'est ainsi que nous les nommerons dans la suite du document. L'occupation du sol artificielle regroupe principalement des surfaces dites imperméabilisées. Plus précisément, on y trouve les zones urbanisées continues et discontinues, les zones industrielles et commerciales et les espaces liés aux infrastructures de transports (routes, aéroport, port maritimes,...).

Les pressions liées à l'artificialisation des bassins versants ne sont pas les plus importantes en termes de superficies concernées mais ce sont les plus nocives pour les rivières (Osborne and Wiley 1988, Paul and Meyer 2001, Sponseller et al. 2001, Morley and Karr 2002). Roy *et al.* (2003b) ont mis en évidence que l'urbanisation pouvait expliquer à elle seule plus de 30 % de la variation des indices biotiques construits à partir des populations d'invertébrés.

La présence d'occupation du sol artificielle a trois grands types de conséquences sur les cours d'eau (Klein 1979, Arnold and Gibbons 1996, Allan and Johnson 1997a, Paul and Meyer 2001, Stepenuck et al. 2002, Effenberger et al. 2006) :

- ◆ augmentation du ruissellement et donc de l'érosion ;
- ◆ pollution chimique ;
- ◆ homogénéisation des habitats aquatiques.

Comme nous l'avons vu précédemment, les sols artificiels sont principalement des sols imperméables. Ils empêchent l'infiltration des eaux de ruissellement dans le sous sol et sont caractérisés par de faibles coefficients de frottements. Ainsi, en milieu artificiel, le volume et la vitesse des ruissellements sont plus importants et l'érosion des berges des cours d'eau est donc plus forte (Klein 1979).

Les pollutions chimiques liées aux installations urbaines et industrielles sont très variées et leurs conséquences sur les milieux aquatiques sont plus ou moins nocives. Les ruissellements sur le réseau routier sont également connus pour être une source de pollution chimique très nocive pour la faune et la flore aquatique (Arnold and Gibbons 1996, Allan et al. 1997, Paul and Meyer 2001, Stepenuck et al. 2002).

Enfin, les habitats aquatiques en zones artificielles sont assez homogènes car les berges et les écoulements des rivières dans ces zones sont assez homogènes. Dans les cas extrêmes, les cours d'eau en milieu urbain ont été chenalisés et les habitats aquatiques (du fond du lit et des berges) sont très altérés et peu diversifiés (Pedersen 2009).

De plus, les zones urbanisées sont une source très importante de sédiments. On constate que les cours d'eau drainant des bassins urbanisés ont des charges solides beaucoup plus élevées en sédiments que ceux des bassins agricoles ou forestiers (Wenger 1999). Cette augmentation de la charge solide accroît l'érosion du lit du cours d'eau et augmente la turbidité. Les particules issues des zones artificialisées peuvent aussi être les vecteurs de pollutions spécifiques (par le biais des molécules absorbées ou adsorbées sur les particules sédimentaires).

1.2.3- Conclusion

Les influences des occupations du sol anthropiques sur les cours d'eau sont souvent analysées en comparaison avec des occupations du sol naturelles et semi-naturelles. En effet, de nombreuses pressions telles que la perte d'habitat, l'augmentation des températures, l'érosion des berges, etc. sont plutôt liées à l'absence d'arbre et de végétation naturelle qu'à la présence de ville ou de culture (Allan 2004b, a).

En fonction de la proximité avec le cours d'eau, l'influence des différents types d'occupation du sol n'est pas la même. Plus les zones d'occupation du sol étudiées sont proches des cours d'eau et plus les interactions avec ces derniers sont nombreuses et fortes. La zone où les échanges entre le cours d'eau et le milieu terrestre environnant sont les plus forts se nomme corridors rivulaires.

1.3- Les corridors rivulaires : espace d'échange privilégié

L'importance des territoires riverains des rivières a été soulignée dès 1975 par Hynes (Allan 2004b) et s'est renforcée à travers le concept de continuum fluvial proposé par Vannote et al. (1980). Ward (in Johnson and Host 2010) définit quatre dimensions pour décrire les interactions entre les rivières et leur environnement immédiat : (1) la liaison longitudinale, (2) le raccordement latéral, (3) l'échange vertical entre le canal et la nappe phréatique et (4) la dynamique temporelle. Ces imbrications lient fortement les écosystèmes terrestres et aquatiques, de sorte que l'on peut les considérer comme un système unique (Frissell et al. 1986). Les zones riveraines où se concentrent les échanges entre le cours d'eau et le milieu terrestre se nomment **corridors rivulaires** (Maridet and Piegay 1994, Décamps 2002, RIPIDURABLE 2008).

Dès les années 80, l'étude des corridors rivulaires devient un enjeu majeur pour comprendre le fonctionnement des cours d'eau. Les corridors rivulaires ont été au centre de programmes de recherche importants tels que le programme international MAB-UNESCO lancé à Toulouse en 1986 : "*Rôle of land/inland water ecotones in landscape management and restoration*". Les corridors rivulaires ne sont pas totalement contrôlés par l'homme mais ils sont souvent largement anthropisés.

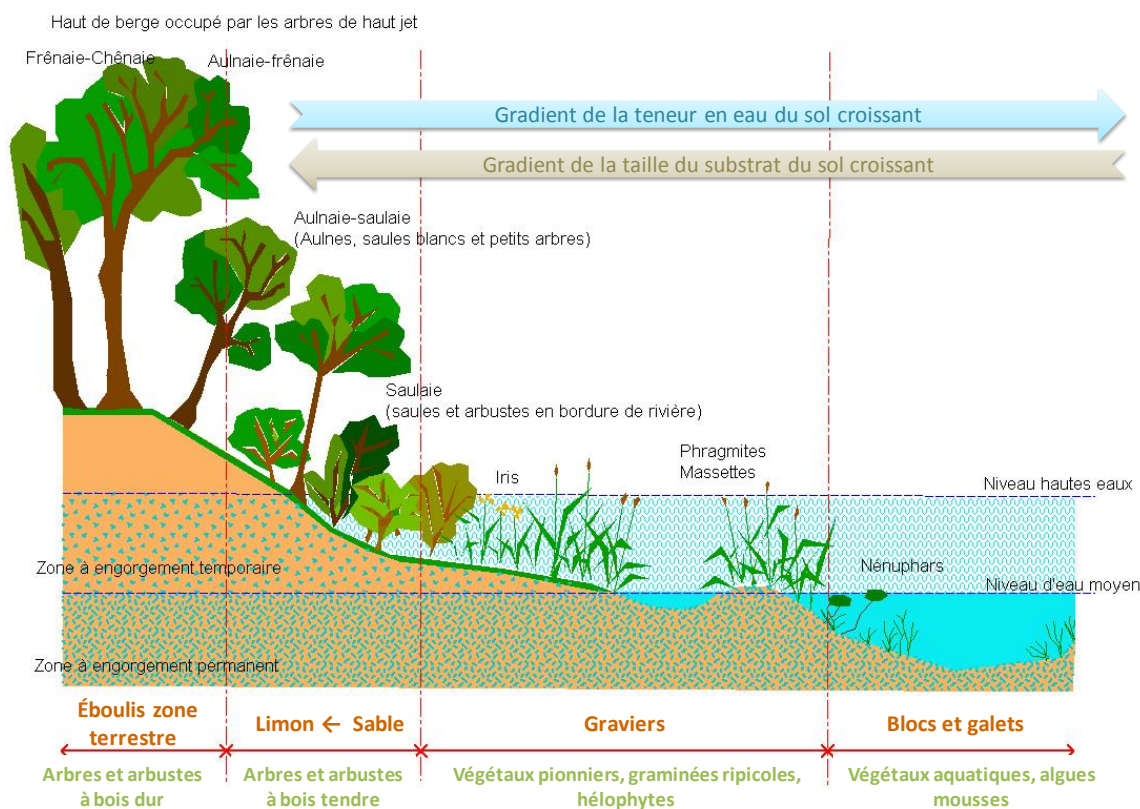
Les corridors rivulaires entrent en jeu dans de multiples processus du fonctionnement global des écosystèmes « rivières ». Ils sont le siège de nombreux échanges entre milieu terrestre et aquatique (Maridet 1994). Ce sont des zones importantes pour le stockage de l'eau et pour la recharge du sol en eau. Ce sont dans ces espaces que se déroulent de manière active le recyclage et la mobilisation (stockage – consommation - recyclage) des nutriments et de la matière organique (Naiman and Décamps 1990, Vought et al. 1994, Maridet 1995, Naiman and Decamps 1997, Décamps 2002, RIPIDURABLE 2008).

1.3.1- Les corridors rivulaires : écotones entre rivière et milieu terrestre

Les corridors rivulaires sont des bandes de territoire terrestres longeant les cours d'eau. Ce sont des zones tampon, leur particularité est de présenter une forte hétérogénéité physique sur une surface relativement réduite (Naiman and Decamps 1997). Les corridors sont fortement influencés et structurés par la dynamique hydrographique et par les évolutions morphologiques des cours d'eau ; ils sont souvent inondés. La fréquence et l'intensité des crues structurent les corridors selon des gradients longitudinaux et latéraux (Lowrance et al. 1985, Naiman et al. 1993, Ward 1998). Comme le montre la **Figure 3**, ces gradients s'observent à la fois sur la distribution de la faune et la flore et sur la répartition granulométrique du substrat du lit du cours d'eau (Bornette et al. 2008).

La granulométrie du lit des cours d'eau évolue longitudinalement avec le régime de l'écoulement. À l'amont, on observe des substrats grossiers tels que blocs rocheux, galets et graviers qui vont s'affiner progressivement jusqu'à l'aval où on observe des substrats fins et très fins tels que sables, limons et argiles. Latéralement (perpendiculairement au sens d'écoulement) la granulométrie du substrat du lit s'affine en fonction de l'éloignement au drain principal et de sa vitesse et des fréquences des inondations comme le montre la **Figure 3** (Corenblit et al. 2010).

La fréquence d'immersion et l'hydromorphie des sols étagent naturellement la végétation des ripisylves comme le montre la **Figure 3** (Maridet and Piegay 1994, Maridet 1995, Scott et al. 1997). Ainsi, la dynamique des crues assure les renouvellements réguliers qui maintiennent dans toute la largeur des corridors les différents stades d'évolution des habitats (Hupp and Osterkamp 1996, RIPIDURABLE 2008, Johnson and Waller 2013).

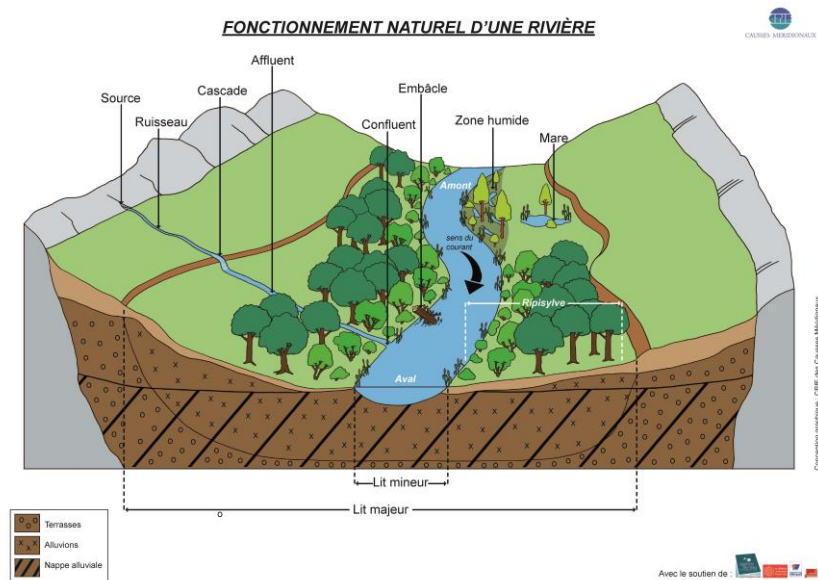


Source : <http://www.syndicat-reyssouze.fr/Etagement-de-la-vegetation.html>

Figure 3: Étagement de la végétation et gradient granulométrique des sédiments dans les corridors rivulaires (in Lalande 2013).

1.3.2- L'emprise spatiale des corridors

La délimitation de l'emprise spatiale des corridors rivulaires n'est pas définie précisément. La largeur des corridors dépend de nombreux facteurs tels que la taille du cours d'eau, la morphologie du lit majeur, la pédologie de la zone étudiée, le relief, etc. La zone associée aux corridors rivulaires peut être une fine bande autour de rivières encaissées de tête de bassin versant mais elle peut également couvrir une large surface (plusieurs kilomètres de large) pour les rivières alluviales et les fleuves (Gregory et al. 1991, Naiman and Decamps 1997). Cependant, la largeur des corridors rivulaires est relativement stable pour des cours d'eau de même taille. Elle est souvent assimilée à la largeur du lit majeur comme le montre la **Figure 4**.



Source : <http://www.lodevoisetlarzac.fr/au-fil-de-leau-la-suite/au-fil-de-leau-la-suite>

Figure 4: Les corridors rivulaires sont compris entre le lit mineur et la plaine d'inondation.

Les processus impliqués dans les interactions entre l'occupation du sol et les rivières dans les corridors sont globalement les mêmes que ceux présentés précédemment. Cependant, les propriétés hydriques et morphologiques des corridors rivulaires confèrent des caractéristiques particulières aux occupations du sol naturelles et semi-naturelles dans ces zones. Nous allons détailler principalement les rôles et les caractéristiques des corridors rivulaires recouverts de forêt : les **ripisylves**.

1.3.3- Les ripisylves : un écosystème à part entière

Les essences rencontrées dans les ripisylves sont celles des forêts alluviales. Pour les strates arborée et arbustive, on trouve des essences telles que les aulnes, les saules, les peupliers, etc. (Carbiener 1970, Tabacchi and Tabacchi 2001). Elles sont adaptées aux conditions particulières qui règnent sur les berges des cours d'eau et sont notamment capables de supporter des conditions d'asphyxie temporaire (sols hydromorphes) et érosives fortes (Décamps 2002). Cette double influence terrestre et aquatique fait des corridors rivulaires un écotone particulièrement riche en habitats et propice à la biodiversité aussi bien animale que végétale (Naiman and Décamps 1990, Naiman et al. 1993, Naiman and Decamps 1997).

Les conditions environnementales qui règnent dans les corridors rivulaires et particulièrement dans les ripisylves favorisent le développement, la reproduction et la migration de nombreuses espèces. La diversité spécifique dans les corridors est très importante, en milieu tempéré ce sont les zones les plus riches en termes de biodiversité. Nilsson et al. (1997) rapportent que 13 % (soit plus de 260 espèces) de toute la flore de Suède se rencontrent uniquement dans les zones rivulaires.

Les conditions hydrodynamiques et morphodynamiques structurent la composition et le développement des communautés végétales (Maridet 1995). Les peuplements ont une régénération et une croissance assez rapides pour pouvoir recoloniser le milieu et suivre les dynamiques imposées par les crues. Les ripisylves sont marquées par une forte productivité végétale parfois comparable à celle de certaines forêts tropicales humides. La nature et la structure des communautés végétales constituent le facteur de contrôle des fonctionnements des écosystèmes terrestre et aquatique en modulant leurs caractéristiques physique, trophique et énergétique

(Gregory et al. 1991, Gregory et al. 2003). L'influence des ripisylves sur les cours d'eau varie en fonction du contexte environnemental et en fonction des caractéristiques des rivières. Cette influence sera d'autant plus grande que le cours d'eau sera petit et sensible aux conditions locales (Maridet 1994). Les rôles des ripisylves sont synthétisés dans la **Figure 5**.

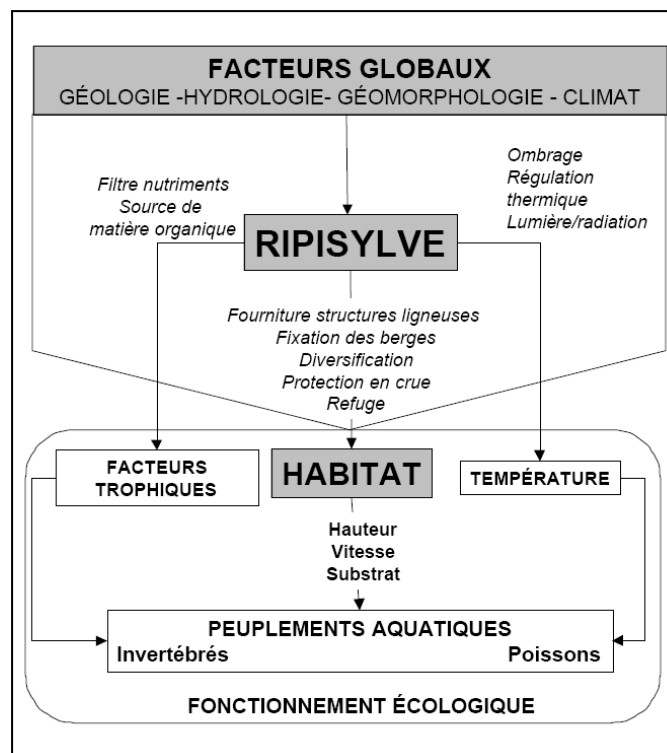


Figure 5: Les différents rôles des ripisylves (d'après Maridet, 1995).

Les facteurs globaux tels que la géologie et le climat influence la ripisylve (structure, composition, productivité,...). La ripisylve assure les mêmes fonctions que celles de l'occupation du sol naturelle et semi-naturelle : création d'habitat, filtration des sédiments et des nutriments, régulation trophique. En plus de ces fonctions, la ripisylve sert également de couloir de déplacement pour de nombreuses espèces animales notamment dans des zones très anthropisées où elle représente le seul espace naturel. Les ripisylves ont également un rôle économique majeur pour la société notamment dans l'écrêtement des crues et l'approvisionnement en bois (Clerici et al. 2013).

Les corridors sont intégrés sous le label de « trame verte et bleue » dans la loi Grenelle de l'Environnement. En effet, leur structure linéaire leur confère un rôle de couloir végétal. Ils permettent la création d'une continuité de milieu naturel en connectant des milieux souvent fragmentés (prairie, jachère, pâture, forêt). Ces « axes verts » favorisent le déplacement des espèces sur de grandes distances et facilitent ainsi les migrations et le mélange des populations isolées dans des paysages fragmentés et des espaces souvent anthropisés (Décamps 2002, Gillies and Clair 2008, Collins et al. 2013).

D'un point de vue plus général, les ripisylves jouent un rôle paysager et social important en mettant en valeur la « naturalité » des cours d'eau. Cette sensibilité sociétale à la naturalité des cours d'eau est issue des courants écologistes des années 70 qui ont trouvé de nombreux relais dans la population à travers les activités de nature revendiquées par les classes moyennes comme partie intégrante de leur qualité de vie. Ces courants sociétaux ont d'ailleurs influencé le processus de construction de la DCE (Dupuis and Fischesser 1997, Bouleau and Barthélémy 2006, Bouleau 2008).

1.4- Conclusion

L'occupation du sol apporte une bonne estimation de l'ensemble des pressions anthropiques qui s'exercent sur les cours d'eau. Ces informations sont au cœur d'études scientifiques portant sur les altérations des cours d'eau depuis le début des années 60. Les progrès technologiques et les modifications des politiques d'accès aux données d'imagerie spatiales en ont permis le développement depuis les années 1990 (études de plus en plus nombreuses, précises et sur des territoires de plus en plus vastes). Il ressort de la littérature que chaque type d'occupation du sol génère un pool d'interactions avec les cours d'eau. Les interactions avec les sols naturels et semi-naturels sont globalement positives pour les écosystèmes aquatiques : création d'habitats pour la faune et la flore, régulation trophique et lutte contre les érosions. Les sols liés aux activités anthropiques ont des influences plutôt négatives sur les rivières. Les conséquences de la présence des sols agricoles sont principalement des flux de sédiments et de nutriments (intrants et produits phytosanitaires). Ces flux génèrent des pollutions chimiques et physiques dans les cours d'eau : érosion, destruction d'habitat, eutrophisation,... Les sols dits artificiels (liés aux occupations du sol urbaines, industrielles et routières) sont principalement caractérisés par leur forte imperméabilité qui empêche l'infiltration des eaux de ruissellement. Les flux dans ces zones sont donc importants et transitent plus rapidement. Ils sont aussi à l'origine de dégradations chimiques et physiques des cours d'eau (érosion, pollution aux hydrocarbures,...). De plus, en zones urbaines, de nombreux cours d'eau ont été chenalisés.

La nature des interactions entre les cours d'eau et un type d'occupation du sol donné est la même quel que soit l'échelle spatiale considérée. Cependant, dans les corridors rivulaires, bandes de territoire longeant les cours d'eau, ces interactions s'intensifient de par la proximité entre les éléments. Les corridors rivulaires sont des entités spatiales très particulières caractérisées par des gradients hydro-géomorphologiques très structurants. Lorsqu'ils sont recouverts de forêts alluviales, les corridors rivulaires sont des ripisylves. Ces entités ont des propriétés écologiques très importantes pour les cours d'eau (propriétés similaires mais amplifiées par rapport aux occupations du sol naturelles) mais aussi pour le milieu terrestre.

2- SYSTEME D'INDICATEURS DE PRESSIONS DIFFUSES

Dans le cadre de ce travail, nous limitons l'inventaire pressions diffuses sur les cours d'eau aux activités humaines pouvant être décrites par des données d'occupation du sol. Construire des modèles pour estimer l'impact des activités anthropiques sur la qualité écologique des cours d'eau passe par l'élaboration d'indicateurs environnementaux pour renseigner et synthétiser l'information contenue dans les compartiments en jeu.

Les indicateurs de pressions estimés via des données d'occupation du sol représentent un « forfait filtre » ou un « forfait pollution ». Le terme « pressions » ne signifie pas forcément une action négative pour les hydrosystèmes. Il représente ici une estimation de l'ensemble des processus bio-physiques diffus impliqués (nature et l'intensité). Cette hypothèse est en accord avec les objectifs réglementaires qui stipulent que « *la DCE ne demande pas d'analyser le mécanisme de transformation de la pression en un ou des impacts. En revanche ce lien sera utile pour mieux cibler les programmes d'action qui suivront* » (Brignon 2004).

Pour estimer au mieux le « forfait filtre » ou le « forfait pollution », les indicateurs de pressions doivent être définis précisément : échelle d'analyse, géométrie et sémantique.

2.1- Interactions multi-échelles entre la qualité des cours d'eau et l'occupation du sol

Les cours d'eau sont des systèmes ouverts qui interagissent continuellement avec leurs interfaces aussi bien terrestre qu'atmosphérique. « La structure linéaire des cours d'eau les rend particulièrement vulnérables (...) aux contraintes longitudinales exercées par leur environnement » (Wasson et al., 1993 in Tormos 2010) (Tormos 2010). Leur fonctionnement est donc modifié par ces interactions intervenant à différentes échelles dans l'espace et le temps (Lévêque, 2001 in Tormos 2010). L'existence de l'influence de multiples échelles est largement admise depuis le début des années 90. Il est important de quantifier le rôle de chacune de ces échelles sur le fonctionnement d'un cours d'eau (Lévêque 2001). Les échanges entre les cours d'eau et le milieu terrestre sont très forts au niveau des corridors rivulaires mais ils ont également lieu à travers l'ensemble des espaces drainés du bassin versant (Dovciak and Perry 2002, Allan 2004b, Townsend et al. 2004). De plus, localement, certains facteurs (notamment physiques) influent fortement les caractéristiques (biologie, chimie et physique) du cours d'eau.

Toutes ces échelles sont en interaction permanente et chacune d'elle permet de comprendre une partie du fonctionnement de l'écosystème (Lévêque 2001). Les processus qui ont lieu à des niveaux supérieurs exercent des contraintes sur la dynamique des processus intervenant au niveau inférieur. Ainsi, certains auteurs parlent de la théorie des hiérarchies qui promeut l'utilisation de plusieurs échelles d'observation pour analyser les structures d'un même système (Allen 1987, O'Neill et al. 1988, Allen et al. 2009). L'analyse multi-échelle des interactions spatiales entre les cours d'eau et les pressions anthropiques permet d'identifier pour chaque pression donnée la ou les échelles à laquelle elle influe le plus (Germaine and Puissant 2008).

Certains auteurs préfèrent une échelle locale : les corridors rivulaires au voisinage de la zone étudiée influencent directement les caractéristiques des habitats biotiques locales (Lammert and Allan 1999). D'autres auteurs favorisent l'échelle du bassin versant qui impose un contexte global de pressions ou d'absence de pression sur le réseau hydrographique (Roth et al. 1996, Allan and Johnson 1997a). Par exemple, deux études sur des bassins versants agricoles similaires donnent des résultats opposés: dans la première, la variabilité des populations d'invertébrés est mieux

expliquée par l'occupation du sol à l'échelle du bassin versant amont (Roth et al. 1996) tandis que dans la seconde étude, les assemblages d'invertébrés sont mieux expliqués par la description de l'habitat local (Dovciak and Perry 2002). D'autres auteurs concluent que l'utilisation simultanée des données d'occupation locale et à l'échelle du bassin versant explique les variations importantes de la qualité de l'eau (Sponseller et al. 2001, Gergel et al. 2002, Meador and Goldstein 2003, Allan 2004b, Vondracek et al. 2005) Il est donc nécessaire d'étudier l'occupation du sol à différentes échelles.

Dans le cadre de ce travail et en accord avec la littérature récente, nous avons choisi de retenir trois échelles d'analyse de l'occupation du sol (Lowrance et al. 1985, Naiman and Décamps 1990, Wenger 1999, Morley and Karr 2002, Allan 2004b, Wasson et al. 2005, Johnson and Host 2010) :

(1) échelle locale, ou **micro**, qui concerne l'occupation du sol dans le voisinage de la zone étudiée (de quelques mètres à quelques centaines de mètres). L'occupation du sol à cette échelle influence la qualité et la disponibilité des habitats des cours d'eau (alimentation, habitat physique, des conditions thermiques, etc.) ;

(2) échelle intermédiaire, ou **meso**, qui correspond à l'occupation du sol sur l'ensemble du corridor rivulaire situé en amont de la zone étudiée. Les études à l'échelle meso sont nécessaires pour évaluer la diversité et l'abondance de ces habitats locaux ainsi que l'analyse des conditions thermiques et lumineuses dans les rivières ;

(3) échelle macroscopique, ou **macro**, qui décrit l'occupation du sol à l'échelle du bassin versant. La macro-échelle définit les principales caractéristiques de l'environnement (l'hydrologie, le climat, la géologie, relief) et donc les principales caractéristiques des cours d'eau (température de l'eau, les sources d'énergie, le pH et le régime d'écoulement).

Ces trois échelles d'analyse des interactions induisent respectivement trois types d'indicateurs : les indicateurs macro, les indicateurs meso et les indicateurs micro (cf. **Figure 6**).

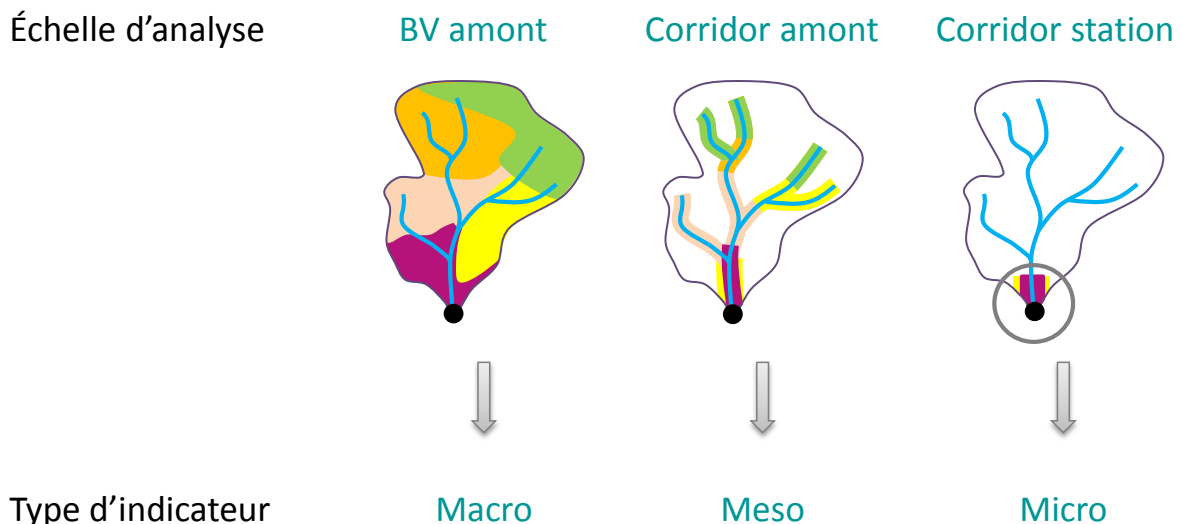


Figure 6: Les trois échelles de construction des indicateurs de pressions (Lalande 2013).

Préconisation : la sélection des données d'occupation du sol à utiliser dépend de l'échelle de l'indicateur. Il est important que la résolution des données utilisées pour calculer les valeurs de l'indicateur soit en adéquation avec l'échelle de l'indicateur. Découper une information géographique en deçà de sa résolution n'a aucun sens puisque la « densité » de l'information ne permet pas de la connaître de manière fiable.

L'analyse de la littérature a mis en évidence l'importance de décrire l'occupation du sol selon une nomenclature hiérarchisée représentant les grands types d'activités humaines et d'environnements naturels : les zones artificialisées, les zones agricoles, les zones naturelles et semi-naturelles et les surfaces en eau.

2.2- Identification des indicateurs de pressions

2.2.1- *Les pressions naturelles*

Les indicateurs construits à partir d'occupations du sol naturelles et semi-naturelles sont les plus renseignés dans la littérature et notamment ceux définis à l'échelle meso. En effet, l'utilisation de bande de végétation naturelle pour filtrer les pollutions liées aux activités agricoles est connue depuis longtemps. Ces rôles de filtration et de dépollution de la végétation sont d'ailleurs les principes sur lesquels s'appuient certaines mesures agro-environnementales (MAE) telles que les bandes enherbées (Barling and Moore 1994, Vought et al. 1994, Décamps 2002, RIPIDURABLE 2008). La littérature souligne les conséquences de l'absence d'une bande de végétation naturelle qui peut servir de barrière naturelle par rapport à des cultures directement au contact des cours d'eau (Maridet 1994, Roth et al. 1996, Allan 2004b, Johnson and Host 2010). Le rôle de la forêt à l'échelle du bassin versant a également été particulièrement étudié, notamment en tête de bassin versant où les conditions environnementales ont une influence déterminante sur la qualité d'eau observée en aval (Allan et al. 1997, Dauer et al. 2000, Frimpong et al. 2005, Neary et al. 2009).

Les métriques des indicateurs proposés par la littérature sont issues aussi bien d'observations de terrain que d'expérimentation en laboratoire. Les emprises préconisées pour les indicateurs meso et micro sont relativement étroites : de l'ordre de quelques dizaines de mètres de large (la largeur des emprises pour les indicateurs meso et micro étant définie selon une direction perpendiculaire aux berges). Plus précisément, elles varient entre 10 m et 100 m. Pour la longueur des emprises (dans la direction de l'écoulement) à l'échelle micro, peu d'études de cas existent. Celle de Frimpong et al (2005) sert de référence et préconise une longueur de 600 m. À l'échelle du bassin versant amont, seule l'occupation du sol forestière (indicateur macro) est identifiée comme un indicateur de pression pertinent. La végétation herbacée n'intervient pas à cette échelle.

Le **Tableau 1** présente les indicateurs de pressions liés à une occupation du sol naturelle ou semi-naturelle.

Tableau 1 : Les indicateurs d'occupation du sol liés aux zones naturelles et semi naturelles (Lalande 2013).

Echelle	Occupation du sol	Processus biophysiques	Dimensions de l'Indicateur	Références
MICRO	Forêt	Tous	100 m de large 600 m à l'amont	(Stewart et al. 2001, Frimpong et al. 2005)
	Végétation naturelle et semi-naturelle	Filtre pollution chimique	50 m de large 150 m à 1000 m à l'amont	(Meador and Goldstein 2003)
MESO	Végétation herbacée	Stabilisation des berges Filtre des sédiments et des nutriments	10 m à 50 m de large	(Naiman et al. 1993, Osborne and Kovacic 1993, Barling and Moore 1994, Maridet 1994, Roth et al. 1996, Stewart et al. 2001, Johnson and Host 2010)
	Végétation naturelle et semi-naturelle	Filtre des sédiments	10 m à 50 m de large	(Osborne and Kovacic 1993, Roth et al. 1996, Wenger 1999, Lattin et al. 2004)
	Végétation naturelle et semi-naturelle	Tous	100 m et 150 m de large	(Lowrance et al. 1985, Roth et al. 1996, Lattin et al. 2004)
	Végétation herbacée	Filtre des nutriments	10 m à 50 m de large	(Lowrance et al. 1984, Osborne and Kovacic 1993, Roth et al. 1996)
	Forêt	Tous	Meso Zone de 100 m de large	(Richards et al. 1996, Wang et al. 1997, Lammert and Allan 1999)
	Forêt	Filtre des nutriments	30 m à 50 m de large	(Lowrance et al. 1984, Peterjohn and Correll 1984, Osborne and Kovacic 1993, Roth et al. 1996, Lammert and Allan 1999, Bis et al. 2000, Sponseller et al. 2001)
	Forêt	Tous	10 m à 30 m de large	(Naiman et al. 1993, Barling and Moore 1994, Maridet 1994, Roth et al. 1996, Stewart et al. 2001)
	Forêt	Régulation lumineuse et thermique	10 m à 30 m de large	(Osborne and Kovacic 1993)
MACRO	Forêt	Tous	Bassin versant amont	(Steedman 1988, Roth et al. 1996, Allan and Johnson 1997a, Allan et al. 1997, Allan and Johnson 1997b, Richards et al. 1997, Wang et al. 1997, Walser and Bart 1999, Bis et al. 2000, Sliva and Williams 2001, Stewart et al. 2001, Brosse et al. 2003, Meador and Goldstein 2003, Snyder et al. 2005, Vondracek et al. 2005, Niyogi et al. 2007, Uuemaa et al. 2007, Pedersen 2009, Schneider et al. 2011)

2.2.2- Les pressions anthropiques agricoles

Les études portant sur l'analyse de l'influence de l'occupation agricole sur la qualité écologique ou physico-chimique des cours d'eau proposent surtout des indicateurs en lien avec les occupations du sol naturelles et semi-naturelles qui vont jouer un rôle de filtre plutôt que des indicateurs correspondant à une occupation du sol agricole. Pour celles portant sur les occupations du sol agricoles à proprement parler, les emprises proposées pour les indicateurs meso et micro sont plus larges que celles des indicateurs liés aux occupations de sol naturelles et semi-naturelles. Ces emprises peuvent atteindre plusieurs centaines de mètres pour prendre en compte les

aménagements sur les parcelles ou groupe de parcelles agricoles. Elles varient principalement entre 30 m et 100 m bien que certaines études utilisent des largeurs d'emprises jusqu'à 1 000m. Pour l'échelle micro, Meador and Goldstein (2003) utilisent une longueur d'emprise de 1 000m. L'influence de la proportion de l'occupation du sol agricole à l'échelle du bassin versant est largement reconnue comme un facteur très influent sur les conditions physiques et chimiques des cours d'eau.

La synthèse des indicateurs identifiés dans la littérature pour l'occupation du sol agricole est présentée dans le **Tableau 2**.

Tableau 2 : Les indicateurs d'occupation du sol liés aux occupations du sol agricoles (Lalande 2013).

Echelle	Occupation du sol	Processus biophysiques	Dimensions de l'Indicateur	Références
MICRO	Agricole	Tous	100 m de large 600 m à l'amont	(Stewart et al. 2001, Frimpong et al. 2005)
	Agricole	Pollution chimique	50 m de large 150 m à 1000 m à l'amont	(Meador and Goldstein 2003)
MESO	Agricole	Tous	20 m à 30 m de large	(Perry et al. 1999, Stewart et al. 2001, Frimpong et al. 2005)
	Agricole	Tous	50 m à 60 m de large	(Roth et al. 1996, Lammert and Allan 1999, Sparovek et al. 2002, Meador and Goldstein 2003)
	Prairie	Tous (surtout physiques)	50 m à 60 m de large	(Meador and Goldstein 2003, Buck et al. 2004)
	Agricole	Tous	100 m de large	(Richards et al. 1996, Roth et al. 1996)
	Prairie	Tous	100 m de large	(Piechnik et al. 2012)
	Agricole	Tous	Supérieur à 100 m	(Ivits et al. 2009, Johnson and Host 2010)
MACRO	Agricole	Tous	Bassin versant amont	(Roth et al. 1996, Allan and Johnson 1997a, Johnson and Gage 1997, Walser and Bart 1999, Bis et al. 2000, Cuffney et al. 2000, Meador and Goldstein 2003, Walsh and Wepener 2009, Johnson and Host 2010)

2.2.3- Le cas particulier des pressions liées aux prairies

Certaines études portent également sur les conséquences des pâtures avec des animaux « les pieds dans l'eau » dans les prairies (Townsend et al. 2004, Dolédec et al. 2006, Niyogi et al. 2007) dont les impacts sur les cours d'eau peuvent être très variables. En effet une prairie de fauche naturelle ou semi-naturelle jouera plutôt un rôle de filtre des eaux de ruissellement alors qu'une prairie pâturée avec un accès direct des animaux à l'eau va avoir des conséquences assez similaires à celles d'une parcelle agricole directement au contact des cours d'eau (augmentation de matières organiques et autres intrants, flux importants de sédiments, érosion des berges causant la destruction d'habitats,...) en plus d'autres conséquences telles que l'ammonification et la destruction d'habitats par piétinement (Piechnik et al. 2012). Enfin une prairie de pâture avec des aménagements tels que des abreuvoirs et des barrières empêchant l'accès à l'eau interagit sur le cours d'eau avec des processus similaires à ceux de la prairie de fauche. Ce dernier point souligne la difficulté d'attribuer la classe d'occupation du sol « prairie » aux occupations du sol agricoles ou aux occupations du sol naturelles et semi-naturelles. Cela illustre également la limite d'utilisation

des données d'occupation du sol par rapport aux données d'usage du sol. À partir de donnée type CORINE Land Cover, communément utilisée pour étudier l'occupation du sol, il n'est pas possible de distinguer les différents types de prairie. Il peut donc être intéressant d'associer les prairies à la fois aux indicateurs de pressions liés aux occupations du sol agricoles et à ceux liés aux occupations du sol naturelles et semi-naturelles.

2.2.4- Les pressions anthropiques dites artificielles

Les études traitant de l'occupation du sol liée aux zones urbaines, industrielles, commerciales et aux infrastructures de transport portent principalement sur l'analyse de l'influence des surfaces imperméabilisées sur les cours d'eau. La synthèse des indicateurs identifiés dans la littérature pour l'occupation du sol artificielle est présentée dans le **Tableau 3**.

Tableau 3 : Les indicateurs d'occupation du sol artificiels (Lalande 2013).

Echelle	Occupation du sol	Processus biophysiques	Dimensions de l'Indicateur	Références
MICRO	Artificielle	Tous	100 m de large 600 m à l'amont	(Stewart et al. 2001, Frimpong et al. 2005)
	Artificielle	Pollution chimique	50 m de large 150 m à 1000 m à l'amont	(Meador and Goldstein 2003, Wang and Kanehl 2003)
MESO	Artificielle	Tous	20 m à 30 m de large	(Stewart et al. 2001, Wang and Kanehl 2003)
	Imperméable	Tous	30 m de large	(Stewart et al. 2001, Wang and Kanehl 2003, Snyder et al. 2005)
	Artificielle	Tous	50 m de large	(Roth et al. 1996, Wang and Kanehl 2003)
	Routes	Tous	10 m à 300 m de large	(Schuft et al. 1999)
	Artificielle	Tous	100 m de large	(Richards et al. 1996, Roy et al. 2003a)
MACRO	Artificielle	Tous	Bassin versant amont	(Osborne and Wiley 1988, Steedman 1988, Wang et al. 1997, Paul and Meyer 2001, Stewart et al. 2001, Stepenuck et al. 2002, Meador and Goldstein 2003, Roy et al. 2003b, Wang and Kanehl 2003, Allan 2004b, Brilly et al. 2006, Peters 2009)
	Imperméable	Tous	Bassin versant amont	(Klein 1979, Arnold and Gibbons 1996, Wang and Kanehl 2003, Snyder et al. 2005)

Les indicateurs de pressions proposés concernent donc plutôt des surfaces ou des proportions de surfaces imperméables (Arnold and Gibbons 1996, Paul and Meyer 2001, Wang et al. 2001, Stepenuck et al. 2002, Braud et al. 2011). Comme pour les autres types d'occupation du sol, la part d'occupation du sol artificielle à l'échelle du bassin versant amont est un facteur déterminant à prendre en compte. Les structures routières semblent être également importantes à prendre en compte malgré leur faible emprise au sol. En plus des flux de polluants qu'elles peuvent émettre vers les cours d'eau, leur construction a nécessité de forts remaniements des sols en profondeur qui influencent la dynamique hydromorphologique des cours d'eau. Pour les largeurs d'emprises, les études utilisent des largeurs intermédiaires entre celles pour les occupations du sol naturelles et agricoles. Les valeurs varient entre 30 m et 100 m. A l'échelle micro, les longueurs d'emprises utilisées sont de 1 000 m (comme pour l'occupation du sol agricole).


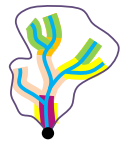
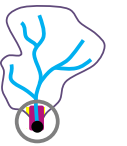



2.3- Conclusion : bilan des indicateurs de pressions

Plus d'une centaine d'indicateurs de pressions ont ainsi été recensés. La littérature met en évidence que, pour chacun des trois grands types d'occupations du sol, les trois échelles spatiales sont pertinentes. L'analyse des interactions entre l'occupation du sol et la qualité écologique des cours d'eau est donc bien une problématique multi-échelle quel que soit le type de pressions analysées.

La sélection finale du système d'indicateurs s'est faite en s'appuyant sur la littérature et grâce aux conseils des experts et des gestionnaires. Au total **quatre-vingt cinq indicateurs de pressions ont été sélectionnés**. Les échanges avec les experts ont notamment permis de valider les emprises des indicateurs micro pour lesquelles il y avait peu d'information dans la littérature. Ils nous ont notamment conseillé de porter à 2 000 m la longueur des emprises des indicateurs micro des pressions artificielles pour prendre en compte les modifications du sous sol produites par la présence de ces pressions (fondations, sous bassement de routes,...). Pour les autres indicateurs micro les longueurs des emprises sont respectivement portées à 1 000 m et 600 m pour les occupations du sol agricoles et naturelles.

La liste de ces 85 indicateurs est détaillée dans le **Tableau 4**.

Tableau 4 : Les 85 indicateurs de pressions sélectionnés par échelle et par grands types de pressions (Lalande 2013).

	Occupation du sol												Total
			10	30	50	100	300	10	30	50	100	300	
	Végétation naturelle		x	x	x	x		x	x	x	x		8
	Forêt	x	x	x	x		x	x	x	x		9	
	Végétation herbacée		x	x	x	x		x	x	x	x		8
	Agricole	x		x	x	x	x		x	x	x	x	9
	Culture	x		x	x	x	x		x	x	x	x	9
	Vigne			x	x	x	x		x	x	x	x	8
	Prairie			x	x	x	x		x	x	x	x	8
	Artificielle	x		x	x	x			x	x	x		7
	Imperméable	x		x	x	x		x	x	x		7	
	Non imperméable/ Artificielle			x	x	x		x	x	x		6	
	Route			x	x	x		x	x	x		6	
												85	

Pour les échelles meso et micro, trois types d'indicateurs de pressions liés aux occupations du sol naturelles et semi naturelles sont sélectionnés : (i) les indicateurs de végétation naturelle comprenant les zones forestières, les zones en végétation herbacée et les prairies, (ii) les indicateurs liés à l'occupation du type forêt et (iii) les indicateurs comprenant uniquement les zones en végétation herbacée (hors prairies).

De même, pour les indicateurs meso et micro liés à l'occupation du sol agricole, trois types d'indicateurs sont construits : (i) les indicateurs liés aux cultures au sens strict ainsi qu'aux prairies

(ii) les indicateurs liés uniquement aux cultures au sens strict du terme et (iii) les indicateurs liés aux prairies.

Enfin, les indicateurs de pressions liées à des occupations du sol artificielles prennent en compte tous les types d'artificialisation : les zones urbaines, industrielles et commerciales y compris les parcs et jardins présents dans les villes et les villages. Les indicateurs de pressions dit « imperméables » sont définis par les mêmes classes d'occupation du sol que les indicateurs de pressions « artificiels » sauf qu'ils ne contiennent pas le type d'occupation du sol parcs et jardins.

3- EXEMPLES D'APPLICATION

L'objectif est d'illustrer quelques indicateurs de pressions diffuses sur deux bassins présentant des contextes différents. Après une brève présentation des deux bassins trois exemples d'indicateurs seront présentés.

3.1- Présentation des deux zones tests

Les deux bassins sélectionnés sont ceux de deux affluents directs de la Saône : L'Azergues et l'Ognon.

Situé dans la région Rhône-Alpes, le bassin versant de l'**Azergues** (en beige sur la **Figure 7**) est localisé dans le sud-ouest du bassin de la Saône, dans la zone du Beaujolais, à quelques kilomètres en amont de la confluence de la Saône avec le Rhône. Le bassin a une superficie de **884 km²**, pour une longueur de cours d'eau de 1205 km (BD TOPO®IGN). L'Azergues, affluent en rive droite de la Saône, conflue avec cette dernière à Anse à 2 km au sud de Villefranche-sur-Saône (69).

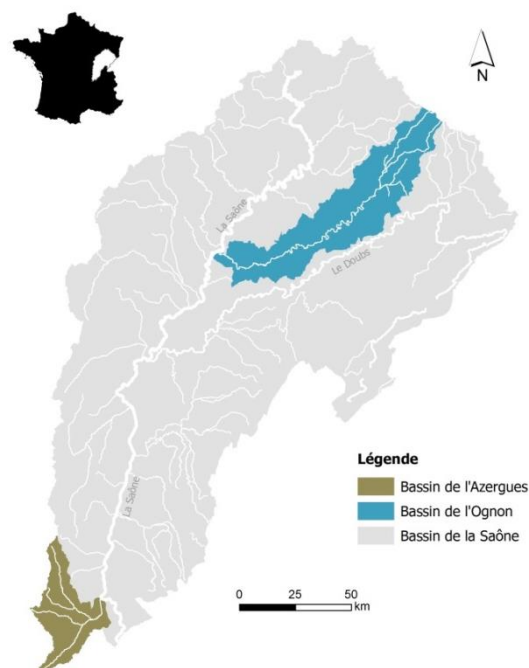


Figure 7: Localisation des deux bassins d'application : les bassins l'Azergues et de l'Ognon (Lalande 2013).

Le bassin versant de l'**Ognon** (en bleu sur la **Figure 7**) se trouve à cheval entre les Vosges et le Territoire de Belfort dans sa partie amont, et la Haute-Saône dans la partie moyenne et aval. Le bassin de l'Ognon, a une superficie de **2 305 km²**, pour une longueur de cours d'eau de 2 061 km (BD TOPO®IGN). L'Ognon, qui est un affluent rive gauche de la Saône, prend sa source sur la commune de Château-Lambert (70) et conflue avec la Saône à Perrigny-sur-l'Ognon (21), au nord de la confluence entre la Saône et le Doubs.

Dans le bassin de l'Azergues, les activités anthropiques et économiques sont principalement liées à la viticulture (partie aval en rive gauche) et aux grandes cultures. L'occupation du sol agricole, en tenant compte des prairies (qui sont souvent des prairies de pâture), représente 61 % du bassin de l'Azergues. La population du bassin est relativement importante avec environ 120 000 habitants soit une densité moyenne de 150 hab/km². Le tissu urbain se répartit sur tout le bassin mais est particulièrement concentré dans la partie aval du bassin. Les forêts sont majoritairement résineuses et occupent 30 % de la surface du bassin. Sur le bassin de l'Azergues, les principaux enjeux autour des pressions anthropiques mis en évidence dans les contrats de rivières sont liés aux pressions hydromorphologiques. Les gestionnaires attribuent principalement ces pressions au développement de l'urbanisation et des structures associées (expansion urbaine, développement des réseaux routiers,...). Par ailleurs, quelques pollutions

chimiques d'origine domestique, agricole, industrielle et routière sont également observées sur le bassin. Certaines de ces pollutions sont dues à l'expansion des zones urbaines et aux problèmes de qualité du traitement des eaux usées. Cela s'explique par un nombre de stations d'épuration insuffisant, des stations d'épuration souvent anciennes et un assainissement individuel de mauvaise qualité voire absent.

Dans le bassin versant de l'Ognon, les principales activités anthropiques sont liées à l'élevage (pâtures) et aux grandes cultures. L'occupation du sol artificielle est répartie à travers tout le bassin versant : les villes les plus importantes sont Lure au nord du bassin et les villes de Pesmes et de Marnay à l'aval. La population du bassin est d'environ 140 000 habitants soit une densité moyenne de 60 hab/km². L'occupation du sol agricole, en prenant en compte les prairies, représente 49 % de la superficie du bassin. Les activités agricoles, et particulièrement la présence de pâturages, génèrent des pressions chimiques (pollutions aux nitrates et aux phosphates) et physiques (augmentation de la turbidité de l'eau, dégradation des berges par piétinement du bétail, augmentation de la charge solide,...) non négligeables dans les cours d'eau du bassin. Les forêts, majoritairement feuillues, représentent 47 % de la superficie du bassin et dominent largement le quart amont du bassin.

3.2- Les données nécessaires au calcul des indicateurs de pressions

Dans le cadre des exemples développés ci-dessous, les indicateurs de pressions sont calculés à partir des bassins définis par les stations de qualité d'eau échantillonnées en données biologiques en 2004 sur l'Azergues et en 2008 sur l'Ognon. L'ensemble des 85 indicateurs de pressions calculés dans ces deux zones d'applications sont détaillés dans la thèse de Nathalie LALANDE (Lalande 2013).

Dans le cadre des exemples développés ci-dessous, les indicateurs de pressions à l'échelle macro sont calculés à partir de la base de données européenne CORINE Land Cover (EEC 1993, EEA 1995). Elle décrit l'occupation du sol selon une nomenclature hiérarchisée en 3 niveaux. Au niveau 3, le plus fin, elle décompose les classes d'occupation du sol en 44 postes. La donnée de CORINE Land Cover est réalisée par interprétation d'images satellites à moyenne ou haute résolution (Landsat Thematic Mapper : 30 m ; Spot 4 : 20 m). L'unité minimale de cartographie est de 25 ha, ceci signifie que tout objet dont la superficie est inférieure à 25 hectares n'est pas représenté sur la cartographie. La résolution de CORINE Land Cover est donc compatible pour la construction des indicateurs macro.

Les indicateurs de pressions construits à l'échelle meso et à l'échelle micro sont calculés à partir d'une cartographie adaptée à ces échelles d'analyse. Une telle donnée n'est pas disponible, à l'heure actuelle, ni nationalement ni régionalement. Si ponctuellement des cartographies fines peuvent exister (ex : cartes Natura 2000), elles ne sont ni homogènes entre elles ni adaptées à ce type d'étude. Une cartographie spécifique a été élaborée dans cette optique. Elle permet de caractériser finement l'occupation du sol dans les corridors rivulaires, zonage incluant les emprises de calcul des indicateurs meso et micro. Sa nomenclature emboîtée avec 23 postes au niveau le plus fin, est adaptée à l'estimation des pressions anthropiques diffuses en proximité des cours d'eau. Cette cartographie est élaborée à partir (i) de la combinaison de données multi-sources, (ii) de la connaissance du terrain et (iii) de la mise en œuvre d'une approche orientée objet (Decherf 2010, Tormos 2010, Decherf et al. 2011, Ose and Decherf 2011, Tormos et al. 2012). Les unités minimales de la cartographie ainsi obtenue (plus petits objets significatifs représentés) sont de 40 m² à 200 m² selon les classes d'occupation du sol considérées. Cela permet, par exemple, de localiser des arbres isolés ou de l'habitat diffus.

3.3- Exemple d'indicateurs macro : pressions agricoles

Les indicateurs de pressions anthropiques agricoles construits à l'échelle macro sur les deux bassins d'applications sont présentés par la Figure 8 ci-dessous.

Il s'agit de la proportion d'occupation du agricole selon CORINE Land Cover 2006 dans chaque bassin versant de station de mesure de la qualité d'eau. Dans les graphiques, chaque point correspond à la valeur de l'indicateur pour une station donnée. Chaque station est positionnée selon l'ordre amont-aval ; elle est soit positionnée sur le cours d'eau principal soit sur un des affluents, respectivement représentés en beige pour ceux de l'Azergues et en bleu pour ceux de l'Ognon.

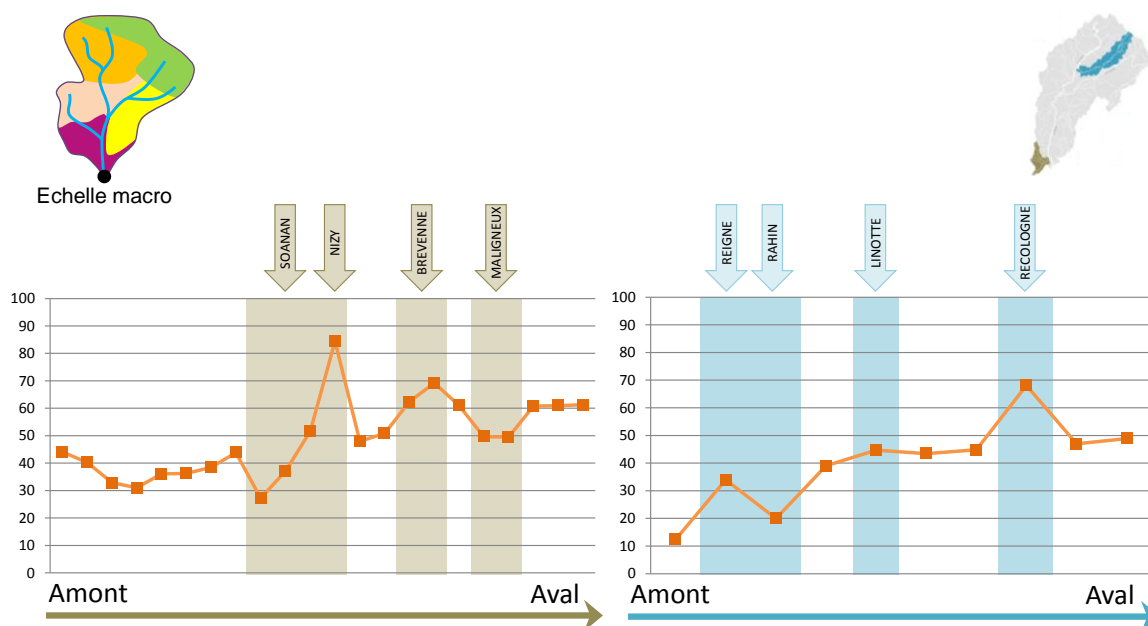


Figure 8: Indicateurs agricoles construits à l'échelle macro dans les bassins de l'Azergues (à gauche) et de l'Ognon (à droite) (Lalande 2013).

Les valeurs de l'indicateur macro lié aux pressions agricoles sont très variables. Ses valeurs augmentent globalement et progressivement de l'amont vers l'aval pour les deux bassins.

Sur le bassin de l'Azergues, en amont de la confluence avec le Soanan les valeurs de l'indicateur varient entre 30 % et 40 %. Dans la partie aval du bassin de l'Azergues l'indicateur macro, lié aux pressions agricoles, a des valeurs supérieures à 60 %. Sur le Soanan, affluent amont en rive droite de l'Azergues, les valeurs l'indicateur macro lié aux pressions agricoles sont parmi les plus faibles. Le bassin du Nizy, affluent en rive gauche constitue un cas particulier : il possède la valeur la plus haute pour l'indicateur étudié (84,45 %).

Sur le bassin de l'Ognon, l'indicateur macro lié aux pressions agricoles a des valeurs très faibles dans la partie amont du bassin, inférieure à 15 %. Le sous bassin du Rahin, affluent amont en rive gauche possède un bassin lui aussi une faible proportion d'occupation du sol agricole. A l'inverse, le sous bassin de la Recologne, affluent aval en rive gauche possèdent un bassin avec une forte proportion d'occupation du sol agricole. Sur les sous bassins du drain principal, la part d'occupation du sol agricole n'excède pas les 50 %.

Bilan des indicateurs macro : de manière générale, l'analyse des indicateurs macro révèle que les bassins de stations amont sont des zones où l'occupation du sol naturelle et semi naturelle domine logiquement (zones moins anthropisées). Plus les stations sont situées à l'aval, plus la part d'occupation du sol agricole augmente. Les parts d'occupations du sol artificielles à l'échelle macro

sont très faibles voire nulles dans les bassins de stations les plus à l'amont et ne dépassent que très rarement les 10 % dans les deux zones pilotes.

3.4- Exemple d'indicateurs meso : pressions naturelles

Pour les indicateurs de pressions diffuses estimées à l'échelle meso, l'illustration porte sur les occupations du sol naturelles. Cette illustration a été sélectionnée du fait du rôle fondamental des ripisylves sur le fonctionnement des cours d'eau.

Les résultats de la Figure 9 représentent la proportion d'occupation du sol en végétation naturelle et semi-naturelle selon la cartographie de l'occupation du sol dans le corridors rivulaires, pour chaque bassin versant de station de mesure de la qualité d'eau et dans des bandes latérales de 10 à 100m. Dans les graphiques, les points correspondent à la valeur de l'indicateur pour une station donnée et une largeur donnée. Chaque station est positionnée selon l'ordre amont-aval ; elle est soit positionnée sur le cours d'eau principal soit sur un des affluents, respectivement représentés en beige pour ceux de l'Azergues et en bleu pour ceux de l'Ognon.

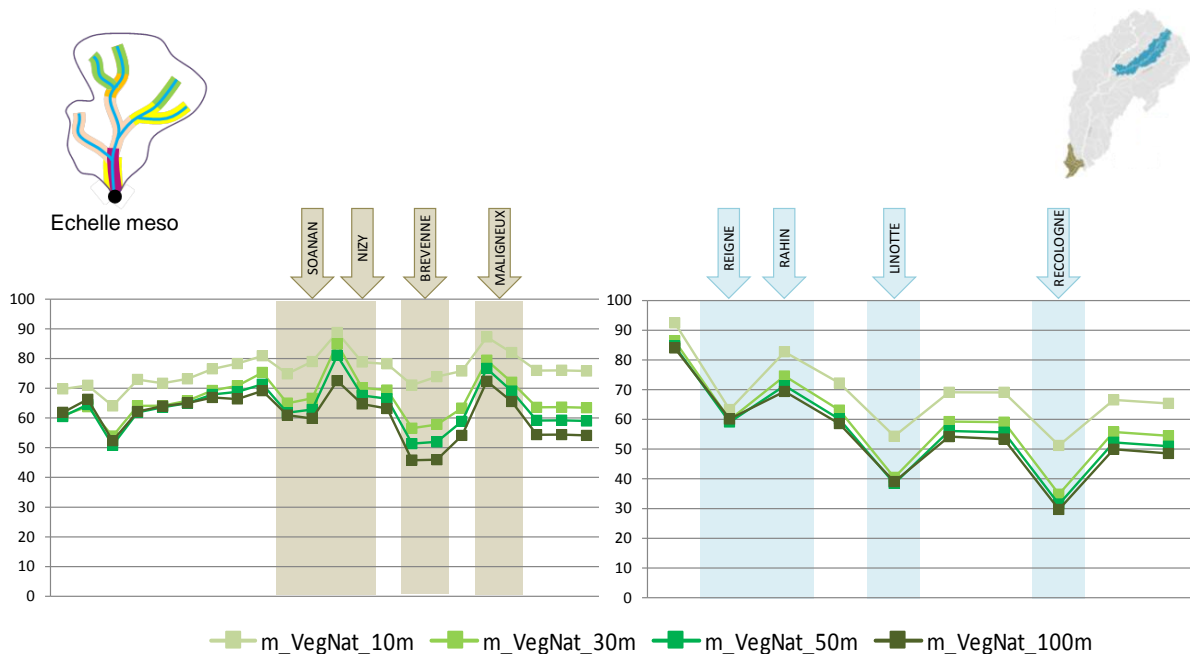


Figure 9: Quatre indicateurs naturels construits à l'échelle meso dans les bassins de l'Azergues (à gauche) et de l'Ognon (à droite) (Lalande 2013).

Pour le bassin de l'Azergues, les corridors rivulaires 10 m présentent de fortes proportions d'occupations du sol naturelles et semi naturelles car l'indicateur « m_VegNat_10m » est supérieur à 70 % pour 19 des 22 « corridors 10 m » des stations étudiées. Les valeurs de « m_VegNat_10m » sont supérieures à celles observées dans les autres emprises. Elles diminuent progressivement de l'emprise 10 m à l'emprise 100 m. Les plus fortes valeurs des indicateurs se retrouvent dans les corridors de la station sur le Nizy, et dans ceux des stations sur le Maligneux. Les valeurs les plus faibles sont celles des corridors des stations situées dans le sous bassin de la Brevenne ainsi que pour celle d'une station située en tête du sous bassin de l'Azergues.

Pour le bassin de l'Ognon, les courbes des valeurs des indicateurs « m_VegNat » sont assez proches pour les 4 largeurs de corridors rivulaires considérées. Elles suivent également les mêmes évolutions amont-aval. Les valeurs de l'indicateur « m_VegNat_10m », « m_Foret_10m » sont

supérieures de 10 % à 15 % par rapport à celles des autres emprises. Les valeurs des indicateurs « m_VegNat » décroissent globalement de l'amont à l'aval. Leurs valeurs sont assez élevées et traduisent donc la présence d'une bande de végétation naturelle et semi-naturelle très abondante le long des cours d'eau.

Bilan des indicateurs meso : l'analyse des indicateurs meso montre que la largeur des corridors rivulaires sur laquelle les indicateurs meso sont calculés n'influe que très peu sur les valeurs des différents indicateurs quel que soit le type de pressions considéré. Seule l'emprise 10 m pour les occupations du sol naturelles et semi-naturelles se distingue des autres aussi bien pour les corridors de stations de l'Azergues que pour ceux de l'Ognon. Les corridors 10 m des stations se caractérisent par la présence majoritaire d'une ripisylve boisée. La proportion d'occupation du sol naturelle suit un gradient décroissant amont-aval opposé à celui des occupations du sol agricole. L'artificialisation à l'échelle meso n'est pas très forte mais présente un pic de présence pour certains affluents.

3.5- Exemple d'indicateurs micro : pressions artificielles

Pour les indicateurs de pressions diffuses estimées à l'échelle micro, l'illustration porte sur les occupations du sol artificielles. Localement ces occupations du sol peuvent être très impactantes pour les cours d'eau et leurs biotopes (Pedersen 2009).

Les résultats de la Figure 10 représentent la proportion d'occupation du sol artificielle selon la cartographie de l'occupation du sol dans le corridors rivulaires, pour chaque bassin versant de station de mesure de la qualité d'eau et dans des bandes latérales de 30 à 100m. Dans les graphiques, les points correspondent à la valeur de l'indicateur pour une station donnée et une largeur donnée. Chaque station est positionnée selon l'ordre amont-aval ; elle est soit positionnée sur le cours d'eau principal soit sur un des affluents, respectivement représentés en beige pour ceux de l'Azergues et en bleu pour ceux de l'Ognon.

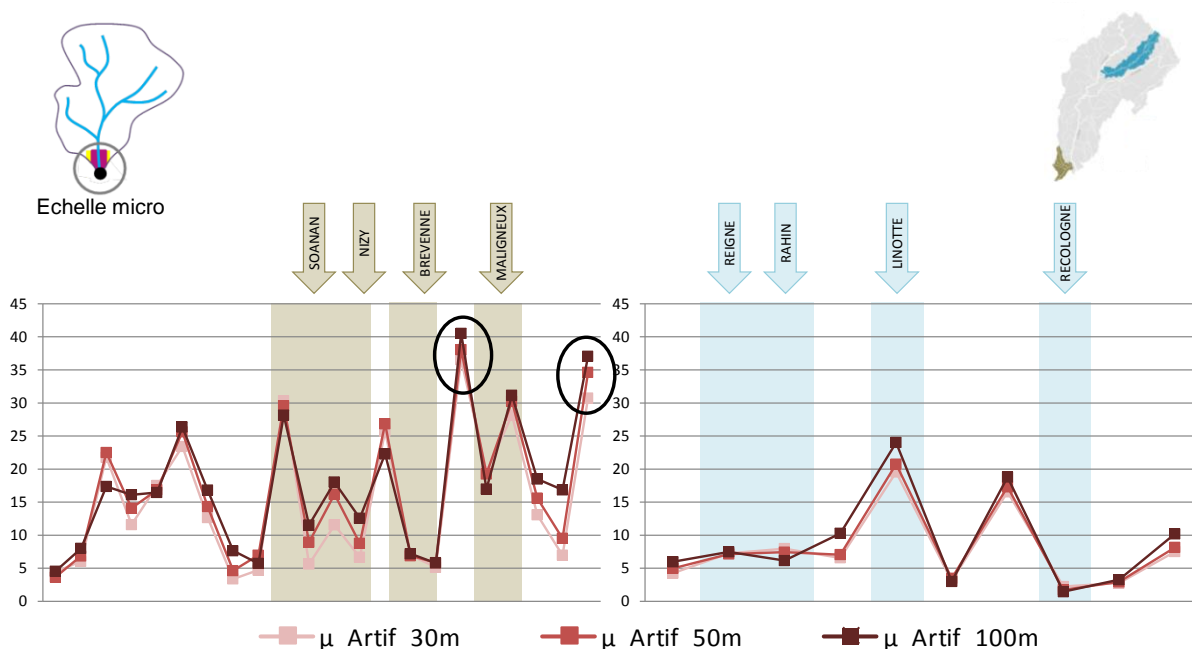


Figure 10: Trois indicateurs artificiels construits à l'échelle micro dans les bassins de l'Azergues (à gauche) et de l'Ognon (à droite) (Lalande 2013).

EXEMPLES D'APPLICATION

Les résultats des indicateurs construits à l'échelle micro sont très variables entre les deux cas d'étude mais également au sein même d'un bassin donné. Leur interprétation est beaucoup plus complexe que celles des indicateurs construits aux deux autres échelles.

Dans le bassin de l'Azergues, les valeurs des trois indicateurs micro liés aux occupations du sol artificielles sont plus ou moins sensibles à la largeur de l'emprise de l'indicateur. Les valeurs varient de 5 % à plus de 40 %, sans gradient amont aval marqué. Les compositions d'occupations du sol atypiques observées aux échelles macro et meso ne se retrouvent pas du tout à l'échelle micro. Par exemple, les indicateurs macro et meso liés aux occupations du sol artificielles sur le Maligneux ont de fortes valeurs, ce qui n'est pas le cas des indicateurs micro.

À la différence des valeurs des indicateurs micro calculés dans le bassin de l'Azergues, celles **du bassin de l'Ognon** sont plus homogènes et faciles à interpréter. Les valeurs des trois indicateurs micro liés aux occupations du sol artificielles sont relativement stables entre les différentes largeurs d'emprises étudiées. Elles varient de 0 % à 10 % sauf pour deux stations (la station de la Linotte et une station de l'Ognon située dans le tiers aval du bassin). Les pressions artificielles sont donc assez peu présentes dans l'environnement proche des stations de qualité d'eau échantillonnées en 2008 sur l'Ognon.

Bilan des indicateurs micro : à la différence des indicateurs meso et macro, on n'observe pas de gradient amont aval dans les valeurs des indicateurs micro. Leurs valeurs fluctuent beaucoup d'une station à l'autre : variations de 20 % à 100 % pour les indicateurs micro liés aux occupations du sol naturelles et semi naturelles, variations de 0 % à 70 % pour ceux liés aux occupations du sol agricoles et variations de 5 % à 40 % pour ceux liés aux occupations du sol artificielles. Les valeurs des indicateurs micro agricoles et artificielles démontrent que les environnements de stations peuvent être très différents indépendamment du positionnement amont aval des stations, et cela même si les indicateurs meso décrivent des corridors plutôt bien préservés.

3.6- Conclusion des cas d'application

Les indicateurs construits à l'échelle macro permettent de mettre en évidence les grands gradients d'occupation du sol dans les bassins étudiés. Globalement on observe que, plus les stations sont situées à l'aval, plus la part d'occupation du sol agricole est importante et ce, au détriment de l'occupation du sol naturelle. Les parts d'occupations du sol artificielles à l'échelle macro sont très faibles. Elles ne dépassent que très rarement les 10 % dans les deux cas d'application. Elles sont même nulles dans les bassins de stations les plus à l'amont.

Les indicateurs construits à l'échelle meso permettent de qualifier les pressions issues des territoires au contact des cours d'eau. Les valeurs de ces indicateurs traduisent une forte présence d'occupation du sol naturelle et donc des environnements relativement bien préservés. En termes de diagnostic de pressions et de gradient d'évolution spatiale, les valeurs des indicateurs macro et meso donnent des résultats similaires.

À l'inverse les indicateurs micro donnent des résultats assez différents des deux précédents. Les résultats de ces indicateurs dans les deux zones étudiées sont très variables. Leurs valeurs sont très sensibles à la largeur de l'emprise sur laquelle elles sont calculées dans la zone de l'Azergues mais pas dans la zone de l'Ognon. Les valeurs des indicateurs micro ne suivent pas de gradient amont-aval. Ces indicateurs qui traduisent des conditions locales sont donc fondamentaux à qualifier. Ponctuellement ils peuvent mettre en évidence des conditions locales très différentes du reste de bassin. Hors ces conditions sont à la base du développement de la faune et de la flore qui sert de pilier à l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau.

L'analyse multi-échelle transverse de tous les indicateurs démontre l'importance de l'étude des affluents. En effet comme le montrent les trois exemples précédemment exposés, les indicateurs de pressions dans certains des sous bassins des affluents ont des valeurs très différentes de celles observées sur les sous bassins du drain principal.

Conclusion

L'information d'occupation du sol et les indicateurs qui en découlent sont de bons estimateurs de l'ensemble des pressions anthropiques qui s'exercent sur les cours d'eau. L'utilisation d'indicateurs d'occupation du sol pour caractériser les altérations des cours d'eau est largement approuvée et appliquée par les communautés scientifiques ainsi que par les gestionnaires de la ressource.

Chaque type d'occupation du sol génère un pool d'interactions avec les cours d'eau. La nature de ces interactions est globalement positive pour le fonctionnement du cours d'eau quand les interactions ont lieu avec les occupations du sol naturelles et semi-naturelles et plutôt négative lorsqu'il s'agit d'occupation du sol liées aux activités anthropiques. Cependant, l'intensité de ces interactions est variable : elles s'intensifient avec la proximité entre les éléments.

Il est donc important de construire des indicateurs de pressions sur les cours d'eau qui sont capables de traduire ces gradients d'interaction à différentes échelles. Ainsi, chaque indicateur d'occupation du sol caractérisé par son échelle et le/les type(s) d'occupation du sol qui le compose(ent) représente une certaine pression forfaitaire sur les cours d'eau. Cette pression forfaitaire synthétise la nature et l'intensité de l'ensemble des processus biophysiques qui ont lieu entre le milieu terrestre considéré et le cours d'eau.

En fonction des échelles les pressions dominantes ne sont pas les mêmes comme le montre les applications sur les deux zones d'étude.

En effet, comme le montre l'analyse des indicateurs macro, les sous bassins amont sont des zones moins anthropisées où l'occupation du sol naturelle et semi naturelle est majoritaire. Ces indicateurs illustrent les grands gradients d'anthropisations des bassins avec une augmentation progressive de l'occupation du sol agricole vers l'aval. Les parts d'occupation du sol artificielles à l'échelle macro restent cependant faibles dans les deux zones étudiées et bien qu'elles soient quasiment absentes des zones amont, leur gradient croissant vers l'aval n'est pas très marqué.

L'analyse des indicateurs meso montre que la largeur des corridors rivulaires sur laquelle les indicateurs meso sont calculés n'influe que très peu sur les valeurs des indicateurs. Les corridors des deux zones étudiées se caractérisent par une forte présence de végétation naturelle particulièrement présente dans la zone des 10 m. Bien que les gradients d'anthropisation amont aval apparaissent aussi à cette échelle, les pressions estimées sur les cours d'eau sont moindres car l'espace des corridors est relativement bien préservé.

Enfin, l'analyse des valeurs des indicateurs micro montre une forte disparité entre ces indicateurs. Ceci s'explique en partie par leur objectif qui cible la description d'un environnement très localisé et par nature très variable. Il ressort de leur analyse que leurs valeurs peuvent être très sensibles à la largeur de l'emprise sur laquelle ils sont calculés. Les valeurs des indicateurs micro n'attestent pas de gradient amont-aval cependant ils mettent ponctuellement en évidence des environnements très fortement anthropisés.

L'analyse multi-échelle transverse de tous les indicateurs démontre l'importance de l'étude des affluents. En effet comme le montrent les résultats sur les deux zones d'étude, les indicateurs de pressions dans certains des sous bassins des affluents ont des valeurs très différentes de celles observées sur les sous bassins du drain principal.

Travailler à partir d'indicateurs de pressions multi-échelle permet d'identifier et de cibler la nature des différentes pressions qui s'exercent sur les cours d'eau. Plus le diagnostic de ces pressions sera précis plus les modalités d'intervention seront facile à déterminer.

Les indicateurs de pressions identifiés traduisent l'ensemble des pressions potentielles sur les cours d'eau. À partir de ce pool initial d'indicateurs l'objectif est d'obtenir un pool d'indicateurs adapté à une zone donnée. Pour cela, les indicateurs initiaux sont testés à travers des modèles pressions/état ou pressions/impacts afin de déterminer ceux qui ont une influence significative sur le milieu aquatique étudié conformément aux attentes de la DCE (Annexe II).

Bibliographie

- Allan, J. and L. Johnson. 1997a. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* **37**:107-111.
- Allan, J. D. 2004a. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* **23**:187-198.
- Allan, J. D. 2004b. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **35**:257-284.
- Allan, J. D., D. L. Erickson, and J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* **37**:149-161.
- Allan, J. D. and L. Johnson. 1997b. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* **37**:107-111.
- Allen, T. F. H. 1987. Hierarchical complexity in ecology: a noneuclidean conception of the data space. *Vegetatio* **69**:17-25.
- Allen, T. F. H., P. C. Allen, A. Malek, J. Flynn, and M. Flynn. 2009. Confronting economic profit with hierarchy theory: The concept of gain in ecology. *Systems Research and Behavioral Science* **26**:583-599.
- Angermeier, P. L. and J. R. Karr. 1984. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**:716-726.
- Arnold, C. L. and C. J. Gibbons. 1996. Impervious surface coverage - The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* **62**:243-258.
- Bahar, M. M., H. Ohmori, and M. Yamamuro. 2008. Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan. *Limnology* **9**:19-26.
- Barling, R. D. and I. D. Moore. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution - A review. *Environmental Management* **18**:543-558.
- Benke, A. C., R. L. Henry, D. M. Gillespie, and R. J. Hunter. 1985. Importance of Snag Habitat for Animal Production in Southeastern Streams. *Fisheries* **10**:8-13.
- Billen, G. and J. Garnier. 1999. Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler model'. *Hydrobiologia* **410**:139-150.
- Bis, B., A. Zdanowicz, and M. Zalewski. 2000. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia* **422**:369-387.
- Bornette, G., E. Tabacchi, C. Hupp, S. Puijalon, and J. C. Rostan. 2008. A model of plant strategies in fluvial hydrosystems. *Freshwater Biology* **53**:1692-1705.
- Bouleau, G. 2008. WFD Dreams: between ecology and economics. *Water and Environment Journal* **22**:235-240.

- Bouleau, G. and C. Barthélémy. 2006. Les demandes sociales de restauration des rivières et leurs traductions scientifiques et politiques. Page 8 *in* 85ème Congrès de l'ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement), Restauration physique et bon état des cours d'eau - Fondements techniques, économiques et sociétaux - Gouvernance, ; Session Eau, Deauville, 12-16 juin 2006 ;.
- Braud, I., F. Branger, K. Chancibault, C. Jacqueminet, P. Breil, B. Chocat, S. Debionne, C. Dodane, A. Honegger, T. Joliveau, S. Kermadi, E. Leblois, G. Lipeme Kouyi, K. Michel, M. L. Mosini, F. Renard, F. Rodriguez, B. Sarrazin, L. Schmitt, H. Andrieu, E. Bocher, J. Comby, and P. Viallet. 2011. Assessing the Vulnerability of PeriUrban Rivers. Rapport scientifique final du projet AVuPUR (ANR-07-VULN-01).
- Brignon, J.-M. 2004. Les modèles pressions/impacts pour la Directive-Cadre Eau : Bilan des outils actuellement utilisés et des besoins futurs. DRC – 2004 –46817-, INERIS.
- Brilly, M., S. Rusian, and A. Vidmar. 2006. Monitoring the impact of urbanisation on the Glinscica stream. *Physics and Chemistry of the Earth* **31**:1089-1096.
- Brosse, S., C. J. Arbuckle, and C. R. Townsend. 2003. Habitat scale and biodiversity: Influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. *Biodiversity and Conservation* **12**:2057-2075.
- Buck, O., D. K. Niyogi, and C. R. Townsend. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution* **130**:287-299.
- Carbiener, R. 1970. Un exemple de type forestier exceptionnel pour l'Europe occidentale:la forêt du lit majeur du Rhin au niveau du fossé rhénan. *Vegetation* **20**:97-148.
- Clerici, N., C. J. Weissteiner, M. L. Paracchini, L. Boschetti, A. Baraldi, and P. Strobl. 2013. Pan-European distribution modelling of stream riparian zones based on multi-source Earth Observation data. *Ecological Indicators* **24**:211-223.
- Collins, K. E., C. Doscher, H. G. Rennie, and J. G. Ross. 2013. The Effectiveness of Riparian 'Restoration' on Water Quality-A Case Study of Lowland Streams in Canterbury, New Zealand. *Restoration Ecology* **21**:40-48.
- Cooper, A. B. 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia* **202**:13-26.
- Cooper, C. M. and S. Testa. 2006. Water quality of Coldwater River, Mississippi, USA: Effects of divergent land uses and stream disturbance in paired catchments. Pages 2089-2095 *in* J. Jones, editor. International Association of Theoretical and Applied Limnology, Vol 29, Pt 4, Proceedings.
- Cooper, J. R., J. W. Gilliam, R. B. Daniels, and W. P. Robarge. 1987. Riparian areas as filter for agricultural sediment. *Soil Science Society of America Journal* **51**:416-420.
- Corenblit, D., J. Steiger, and E. Tabacchi. 2010. Biogeomorphologic succession dynamics in a Mediterranean river system. *Ecography* **33**:1136-1148.
- Cuffney, T. F., M. R. Meador, S. D. Porter, and M. E. Gurtz. 2000. Responses of physical, chemical, and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River Basin, Washington. *Environmental Monitoring and Assessment* **64**:259-270.
- Cummins, K. W., M. A. Wilzbach, D. M. Gates, J. B. Perry, and W. B. Taliferro. 1989. Shredders and riparian vegetation - Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *Bioscience* **39**:24-30.

BIBLIOGRAPHIE

- Daniels, R. B. and J. W. Gilliam. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal* **60**:246-251.
- Dauer, D. M., J. A. Ranasinghe, and S. B. Weisberg. 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries* **23**:80-96.
- Décamps, H. 2002. Du bon usage des ripisylves. *La houille blanche* **3**:49-53.
- Decherf, A. 2010. Mise en place du système d'information géographique pour l'application DCE-Saône : évaluation des protocoles d'acquisition des données d'occupation du sol dans les corridors rivulaires à partir d'images THRS. Mastère spécialisé des grandes écoles SILAT.
- Decherf, A., K. Osé, N. Lalande, F. Cernesson, and P. Kosuth. 2011. Rapport méthodologique sur la caractérisation fine de l'occupation du sol dans les corridors rivulaires.
- Dineen, G., S. S. C. Harrison, and P. S. Giller. 2007. Growth, production and bioenergetics of brown trout in upland streams with contrasting riparian vegetation. *Freshwater Biology* **52**:771-783.
- Dolédec, S., N. Phillips, M. Scarsbrook, R. H. Riley, and C. R. Townsend. 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society* **25**:44-60.
- Dovciak, A. L. and J. A. Perry. 2002. In search of effective scales for stream management: Does agroecoregion, watershed, or their intersection best explain the variance in stream macroinvertebrate communities? *Environmental Management* **30**:365-377.
- Dupuis, M. F. and B. Fischesser. 1997. Richesse, diversité et enjeux des paysages de rivières. *Ingénieries - E A T*:11-31.
- EEA. 1995. CORINE Land Cover Commission of the European Communities
- EEC. 1993. CORINE Land cover map and technical guide. European Union Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Luxembourg.
- Effenberger, M., G. Sailer, C. R. Townsend, and C. D. Matthaei. 2006. Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates. *Freshwater Biology* **51**:312-332.
- Frimpong, E. A., T. M. Sutton, K. J. Lim, P. J. Hrodey, B. A. Engel, T. P. Simon, J. G. Lee, and D. C. Le Master. 2005. Determination of optimal riparian forest buffer dimensions for stream biota-landscape association models using multimetric and multivariate responses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**:1-6.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren, and M. D. Hurley. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification - Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* **10**:199-214.
- Gergel, S. E., M. G. Turner, J. R. Miller, J. M. Melack, and E. H. Stanley. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences* **34**:118-128.
- Germaine, M.-A. and A. Puissant. 2008. Extraction d'indices paysagers et analyse quantitative des paysages de « vallées ordinaires » à partir de données images : L'exemple de la Seulle (Calvados, France) Cybergéo: *European Journal of Geography Environnement, Nature, Paysage*.

- Gillies, C. S. and C. C. S. Clair. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **105**:19774-19779.
- Graca, M. A. S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - A review. *International Review of Hydrobiology* **86**:383-393.
- Gregory, S. V., M. A. Meleason, and D. J. Sobota. 2003. Modeling the dynamics of wood in streams and rivers. Pages 315-335 *in* S. V. Gregory, K. L. Boyer, and A. M. Gurnell, editors. *Ecology and Management of Wood in World Rivers*. Amer Fisheries Soc, Bethesda.
- Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee, and K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* **41**:540-551.
- Haupt, H. F. and W. J. Kidd. 1965. Good Logging Practices Reduce Sedimentation in Central Idaho. *Journal of Forestry* **63**:664-670.
- Hupp, C. R. and W. R. Osterkamp. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* **14**:277-295.
- Ivits, E., M. Cherlet, W. Mehl, and S. Sommer. 2009. Estimating the ecological status and change of riparian zones in Andalusia assessed by multi-temporal AVHRR datasets. *Ecological Indicators* **9**:422-431.
- Johnes, P., B. Moss, and G. Phillips. 1996. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land use, stock headage and population data: Testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater Biology* **36**:451-473.
- Johnes, P. J. and A. L. Heathwaite. 1997. Modelling the impact of land use change on water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes* **11**:269-286.
- Johnson, L. and S. Gage. 1997. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* **37**:113-132.
- Johnson, L. B. and G. E. Host. 2010. Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* **29**:41-66.
- Johnson, S. E. and D. M. Waller. 2013. Influence of dam regulation on 55-year canopy shifts in riparian forests. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **43**:159-170.
- Jones, K. B., A. C. Neale, M. S. Nash, R. D. Van Remortel, J. D. Wickham, K. H. Riitters, and R. V. O'Neill. 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology* **16**:301-312.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity - a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* **1**:66-84.
- Klein, R. D. 1979. Urbanization and stream quality impairment. *Water Resources Bulletin* **15**:948-963.
- Lalande, N. 2013. Impacts multi-échelles de l'occupation du sol sur l'état écologique des cours d'eau: Élaboration et test d'un cadre d'analyse et de modélisation AgroParisTech, Montpellier.

BIBLIOGRAPHIE

- Lammert, M. and J. D. Allan. 1999. Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* **23**:257-270.
- Lattin, P. D., P. J. Wigington, T. J. Moser, B. E. Peniston, D. R. Lindeman, and D. R. Oetter. 2004. Influence of remote sensing imagery source on quantification of Riparian land cover and use. *Journal of the American Water Resources Association* **40**:215-227.
- Lévêque, C. 2001. *Ecologie. De l'écosystème à la biosphère*. Dunod, Paris.
- Lowrance, R., R. Leonard, and J. Sheridan. 1985. Managing Riparian Ecosystems to Control Nonpoint Pollution. *Journal of Soil and Water Conservation* **40**:87-91.
- Lowrance, R., R. Todd, J. Fail, O. Hendrickson, R. Leonard, and L. Asmussen. 1984. Riparian Forest as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* **34**:374-377.
- Maridet, L. 1994. La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. Thèse de doctorat. Université Claude Bernard LYON I.
- Maridet, L. 1995. Rôle des formations végétales riveraines. Recommandations pour une gestion régionalisée. Convention n°1/94. Cemagref, Bely/LHQ. Ministère de l'Environnement. SDMAP PARIS.
- Maridet, L. and H. Piegay. 1994. Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **333**:125-147.
- Meador, M. R. and R. M. Goldstein. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: Relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management* **31**:504-517.
- Milner, A. M. and I. T. Gloyne-Phillips. 2005. The role of riparian vegetation and woody debris in the development of macroinvertebrate assemblages in streams. *River Research and Applications* **21**:403-420.
- Morley, S. A. and J. R. Karr. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. *Conservation Biology* **16**:1498-1509.
- Naiman, R. J. and H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**:621-658.
- Naiman, R. J. and H. Décamps. 1990. *Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*, Paris.
- Naiman, R. J., H. Decamps, and M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* **3**:209-212.
- Near, D. G., G. G. Ice, and C. R. Jackson. 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management* **258**:2269-2281.
- Nilsson, C., R. Jansson, and U. Zinko. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* **276**:798-800.
- Niyogi, D. K., M. Koren, C. J. Arbuckle, and C. R. Townsend. 2007. Stream communities along a catchment land-use gradient: Subsidy-stress responses to pastoral development. *Environmental Management* **39**:213-225.

- O'Driscoll, J. F., S. S. C. Harrison, and P. S. Giller. 2006. Do trees make a difference? An evaluation of the impact of riparian vegetation on the ecology of nutrient poor headwater streams. *Polish Journal of Ecology* **54**:695-700.
- O'Neill, R. V., J. R. Krummel, R. H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, D. L. DeAngelis, B. T. Milne, M. G. Turner, B. Zygmunt, S. W. Christensen, V. H. Dale, and R. L. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* **1**:153-162.
- Osborne, L. L. and D. A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* **29**:243-258.
- Osborne, L. L. and M. J. Wiley. 1988. Empirical relationships between land-use cover and stream water-quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management* **26**:9-27.
- Ose, K. and A. Decherf. 2011. Caractérisation fine des habitats rivulaires par imagerie à très haute résolution spatiale pour comprendre leur impact sur l'état écologique des milieux aquatiques : proposition de transfert sous OTB des méthodes de cartographie correspondantes.
- Paul, M. J. and J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**:333-365.
- Pedersen, M. L. 2009. Effects of channelisation, riparian structure and catchment area on physical habitats in small lowland streams. *Fundamental and Applied Limnology* **174**:89-99.
- Perry, C. D., G. Vellidis, R. Lowrance, and D. L. Thomas. 1999. Watershed-scale water quality impacts of riparian forest management. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* **125**:117-125.
- Peterjohn, W. T. and D. L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed - Observations on the role of a riparian forest. *Ecology* **65**:1466-1475.
- Peters, N. E. 2009. Effects of urbanization on stream water quality in the city of Atlanta, Georgia, USA. *Hydrological Processes* **23**:2860-2878.
- Piechnik, D. A., S. C. Goslee, T. L. Veith, J. A. Bishop, and R. P. Brooks. 2012. Topographic placement of management practices in riparian zones to reduce water quality impacts from pastures. *Landscape Ecology* **27**:1307-1319.
- Piegay, H. and L. Maridet. 1994. RIPARIAN FOREST OF STREAM AND FISH MANAGEMENT. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*:125-147.
- Pinay, G., L. Roques, and A. Fabre. 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology* **30**:581-591.
- Prochazka, K., B. A. Stewart, and B. R. Davies. 1991. Leaf retention and its implications for shredder distribution in two headwater streams. *Archiv Fur Hydrobiologie* **120**:315-325.
- Quinn, J. M., A. B. Cooper, R. J. Davies-Colley, J. C. Rutherford, and R. B. Williamson. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **31**:579-597.
- Richards, C., R. Haro, L. Johnson, and G. Host. 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* **37**:219-230.
- Richards, C., L. B. Johnson, and G. E. Host. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**:295-311.

BIBLIOGRAPHIE

- RIPIDURABLE. 2008. Sustainable riparian zones, A managment guide. Daniel ARIZPE. Ana MENDES; João E. RABACA, Valentiana.
- Roth, N. E., J. D. Allan, and D. L. Erickson. 1996. Landscape influences on stream biotics integrity assesed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* **11**:16.
- Roy, A. H., A. D. Rosemond, D. S. Leigh, M. J. Paul, and J. B. Wallace. 2003a. Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: biological consequences and monitoring implications. *Journal of the North American Benthological Society* **22**:292-307.
- Roy, A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh, and J. B. Wallace. 2003b. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology* **48**:329-346.
- Schneider, R. M., R. Freire, E. S. Cossich, P. F. Soares, F. H. de Freitas, and C. R. Tavares. 2011. The influence of land use and occupancy in the water quality of two streams of the Pirapo river catchment area. *Acta Scientiarum-Technology* **33**:295-303.
- Schuft, M. J., T. J. Moser, P. J. Wigington, D. L. Stevens, L. S. McAllister, S. S. Chapman, and T. L. Ernst. 1999. Development of landscape metrics for characterizing riparian-stream networks. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **65**:1157-1167.
- Scott, M. L., G. T. Auble, and J. M. Friedman. 1997. Flood dependency of cottonwood establishment along the Missouri River, Montana, USA. *Ecological Applications* **7**:677-690.
- Sliva, L. and D. D. Williams. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* **35**:3462-3472.
- Snyder, M. N., S. J. Goetz, and R. K. Wright. 2005. Stream health rankings predicted by satellite derived land cover metrics. *Journal of the American Water Resources Association* **41**:659-677.
- Sparovek, G., S. B. L. Ranieri, A. Gassner, I. C. De Maria, E. Schnug, R. F. dos Santos, and A. Joubert. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture Ecosystems & Environment* **90**:169-175.
- Sponseller, R. A., E. F. Benfield, and H. M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**:1409-1424.
- Steedman, R. J. 1988. Modification and assesment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**:492-501.
- Stepenuck, K. F., R. L. Crunkilton, and L. Z. Wang. 2002. Impacts of urban landuse on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association* **38**:1041-1051.
- Stewart, J. S., L. Wang, J. Lyons, J. A. Horwath, and R. Bannerman. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* **37**:1475-1487.
- Tabacchi, E. and A. M. P. Tabacchi. 2001. Functional significance of species composition in riparian plant communities. *Journal of the American Water Resources Association* **37**:1629-1637.

- Tormos, T. 2010. Analyse à l'échelle régionale de l'impact de l'occupation du sol dans les corridors rivulaires sur l'état écologique des cours d'eau. Doctorat AgroParisTech, Eaux continentales et Société.
- Tormos, T., P. Kosuth, D. S., D. S., V. B., and W. J.G. 2012. Object-based image analysis for operational fine-scale regional mapping of land cover within river corridors from multispectral imagery and thematic data. *International Journal of Remote Sensing* **33**:4603 - 4633.
- Townsend, C. R., B. J. Downes, K. Peacock, and C. J. Arbuckle. 2004. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. *Freshwater Biology* **49**:448-462.
- Uuemaa, E., J. Roosaare, and U. Mander. 2007. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. *Nordic Hydrology* **38**:125-138.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**:130-137.
- Vondracek, B., K. L. Blann, C. B. Cox, J. F. Nerbonne, K. F. Mumford, B. A. Nerbonne, L. A. Sovell, and J. K. H. Zimmerman. 2005. Land use, spatial scale, and stream systems: Lessons from an agricultural region. *Environmental Management* **36**:775-791.
- Vought, L. B. M., J. Dahl, C. L. Pedersen, and J. O. Lacoursiere. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* **23**:342-348.
- Wallace, J. B. and A. C. Benke. 1984. Quantification of wood habitat in sub-tropical coastal-plain streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**:1643-1652.
- Walser, C. A. and H. L. Bart. 1999. Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish* **8**:237-246.
- Walsh, G. and V. Wepener. 2009. The influence of land use on water quality and diatom community structures in urban and agriculturally stressed rivers. *Water Sa* **35**:579-594.
- Wang, L. H. and P. Kanehl. 2003. Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water streams. *Journal of the American Water Resources Association* **39**:1181-1196.
- Wang, L. Z., J. Lyons, and P. Kanehl. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* **28**:255-266.
- Wang, L. Z., J. Lyons, P. Kanehl, and R. Gatti. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* **22**:6-12.
- Ward, J. V. 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* **83**:269-278.
- Wasson, J.-G., B. Villeneuve, N. Mengin, H. Pella, and A. Chandesris. 2005. Modèles pressions/impacts : Approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles diagnostics. Cemagref Lyon BEA/LHQ.
- Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Office of Public Service & Outreach Institute of Ecology University of Georgia, Athens, Georgia,.

Contacts:

Nathalie LALANDE : nathalie.lalande@teledetection.fr

Flavie CERNESSON : flavie.cernesson@teledetection.fr

Aurélia DECHERF : aurelia.decherf@teledetection.fr

