

Eaux Pluviales





Infiltration centralisée

Réponse fonctionnelle des aquifères souterrains aux pratiques centralisées d'infiltration d'eau pluviale en milieu urbain

Nappe



PROJET FINANCÉ PAR L'ANR - PROJECT FUNDED BY THE ANR
ANR

ANR-16-CE32-0006 -JUILLET 2021- VERSION 1



AVANT PROPOS

Les milieux poreux ou fissurés pouvant contenir de l'eau, les aquifères, abritent des nappes souterraines s'écoulant à des vitesses variables et sur des distances parfois très grandes. Les nappes peuvent passer en-dessous des villes à l'insu de leurs habitants. Pourtant les eaux souterraines couvrent plus de 65% des besoins en eau potable de l'Union Européenne. **Leur préservation est donc essentielle.**
Le maintien de la quantité d'eau présente dans les nappes dépend du phénomène de recharge par les précipitations et par les cours d'eau : **la perméabilité des sols aux eaux de pluie** est donc primordiale. De ce fait, l'imperméabilisation grandissante des sols, liée principalement au développement urbain, est une menace pour la pérennité de cette ressource.

Depuis 30 ans, face à cette imperméabilisation urbaine, la gestion de l'eau en ville s'est fortement transformée et même réinventée pour mieux respecter et préserver le cycle naturel de l'eau (précipitation, infiltration, recharge). La ville imperméable doit alors se « désimperméabiliser » en refusant le recours systématique au « tout tuyau » au profit de solutions alternatives de gestion des eaux pluviales. Ces ouvrages alternatifs peuvent être centralisés (comme des bassins de décantation et d'infiltration) ou dispersés « à la source » dans le bassin versant au plus près de là où l'eau tombe (noues, tranchées, structures réservoirs, jardin de pluie…).

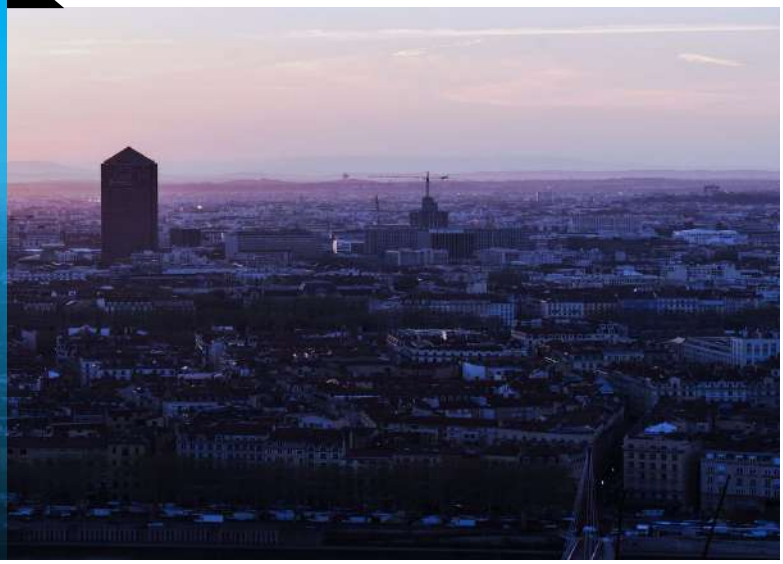
Mais se pose alors la question de l'impact de ces pratiques d'infiltration des eaux de ruissellement pluvial sur **les nappes** : quelles conséquences sur la qualité de la ressource en eau et la biodiversité des écosystèmes souterrains ?
L'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) s'intéresse à cette thématique depuis 1999, accumulant données et expériences à long terme. Grâce aux avancées du projet de recherche ANR Frog, nous avons pu synthétiser l'ensemble de nos connaissances et apporter des éléments nouveaux et en matière d'apports d'éléments exogènes, chimiques et biologiques, aux nappes souterraines alimentées par des ouvrages centralisés d'infiltration des eaux pluviales en ville. Ce programme était centré sur le territoire de la **Métropole de Lyon** et soutenu par l'**Agence Nationale de la Recherche** (ANR), il a réuni pendant 4,5 ans (01/2017-06/2021) un consortium pluridisciplinaire de laboratoires appartenant à l'Université de Lyon (le LEHNA (UMR 5023) avec les équipes E3S et IPE du CNRS-Lyon 1 et de l'ENTPE, l'Institut des sciences analytiques ISA (UMR 5280) avec l'équipe Traces du CNRS-Lyon 1, le LEM (UMR 5564) avec l'équipe BPOE du CNRS-Lyon 1 et VetAgro Sup), et à l'Université Grenoble Alpes (l'Institut des Géosciences de l'Environnement (IGE-UMR 5001)) et a pu bénéficier des compétences opérationnelles du GRAIE – OTHU et d'interactions fructueuses avec La Métropole de Lyon.



Exemple du bassin d'infiltration des eaux pluviales de Minerve sur la Métropole de Lyon

Ce document de synthèse du programme ANR-Frog a pour objectif d'**éclairer la prise de décision des maîtres d'ouvrage** pour la mise en place de systèmes d'infiltration d'eau pluviale urbaine sous forme d'ouvrages centralisés, afin d'évaluer leurs potentiels impacts sur les nappes, les stratégies pour minimiser ces impacts et pour établir des suivis pertinents des effets à long terme de ces pratiques sur les écosystèmes souterrains.

Fonctionnement des nappes souterraines



Quelques points clés à retenir ?

Dans les métropoles situées en bordure des grands fleuves, dans les dépôts de sédiments, sous nos pieds, sous la ville, son bitume, ses immeubles, au-delà d'une couche dans laquelle l'eau et l'air cohabitent (la zone non saturée - ZNS), il existe une couche saturée d'eau souterraine : la nappe phréatique (Fig. 1). Son niveau supérieur (ou niveau piézométrique) fluctue au fil des saisons, en fonction des précipitations et de la capacité des sols à permettre l'infiltration des pluies.

Bien entendu dans d'autres contextes géologiques, cette nappe souterraine peut être très différente : sous forme de fractures en terrain granitique ou de cavités de dissolution en terrain calcaire.

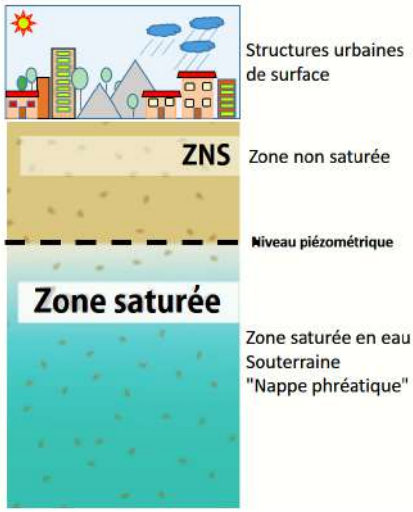


Fig. 1. Où est la nappe phréatique sous la ville ?

Hors perturbations, cette nappe constitue un écosystème aux caractéristiques spécifiques : absence totale de lumière, forte stabilité temporelle, habitats restreints à la taille des interstices... La variabilité thermique de la nappe est naturellement très faible en comparaison avec celle de l'air. Si les valeurs maximales et minimales de l'air varient entre 0 et 31°C à Bron en 2018, la température de la nappe mesurée sous le Campus de la Doua ne fluctue que de 15,9 à 17,3°C sur l'année.

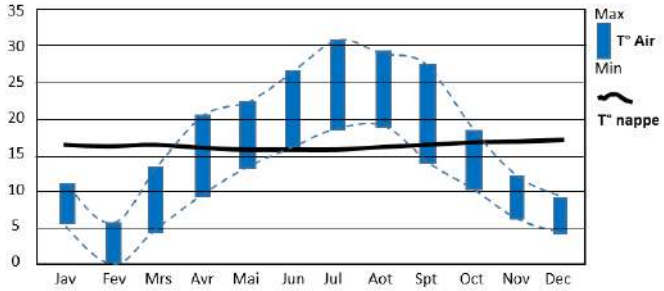


Fig. 2. Température de la nappe comparée à celle de l'air (en minimum-maximum mensuels, données Météo-France).

Les teneurs en nutriments sont généralement très faibles dans les nappes non impactées par les activités humaines. C'est particulièrement vrai pour la matière organique qui est piégée par les sols près de la surface. Ainsi, les teneurs en carbone organique dissous dans les nappes sont infimes en comparaison avec des teneurs mesurées dans les eaux ruisselant en surface (souvent moins de 30%) (Fig. 3) .

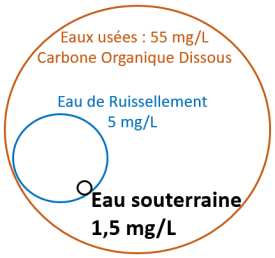


Fig. 3. Teneurs moyennes en carbone organique dissous dans trois types d'eau

Les organismes vivant dans les nappes phréatiques doivent être adaptés à l'absence de lumière, à la faible taille des interstices et au manque de ressources alimentaires (pas de production photosynthétique). Les invertébrés (ici un Crustacé Amphipode aveugle ©photo P.Marmonier) sont donc naturellement peu abondants et très peu diversifiés.



Impacts des ouvrages centralisés sur les nappes

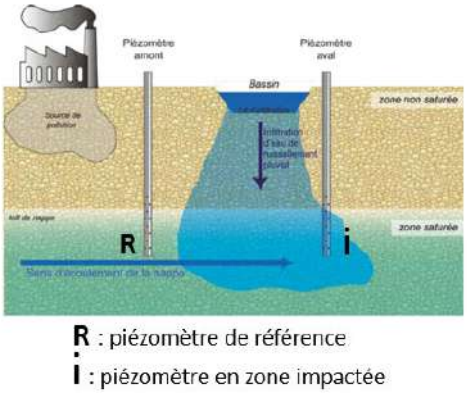


Comment suivre l'état de santé d'une nappe phréatique sous un ouvrage de gestion centralisé des eaux pluviales ?

Pour connaître et comprendre les impacts des infiltrations d'eaux pluviales urbaines sur les nappes, il est tout d'abord nécessaire d'équiper les sites en piézomètres permettant d'accéder à la nappe. Ces tubes enfoncés dans le sol jusqu'en dessous du niveau piézométrique doivent être positionnés en amont (piézomètre de référence, noté R sur la Fig. 5.) et en aval du bassin (piézomètre permettant de suivre l'impact de celui-ci, noté I sur la Fig. 5.).

Deux stratégies complémentaires peuvent être déployées : (1) des campagnes d'échantillonnage ponctuelles de l'eau à l'aide d'une pompe ou de systèmes d'échantillonnage passifs ou (2) des enregistrements de chroniques (annuelles ou pluriannuelles) pour des paramètres descripteurs du fonctionnement des bassins (comme la température, la conductivité ou l'oxygène dissous).

(a)



(b)

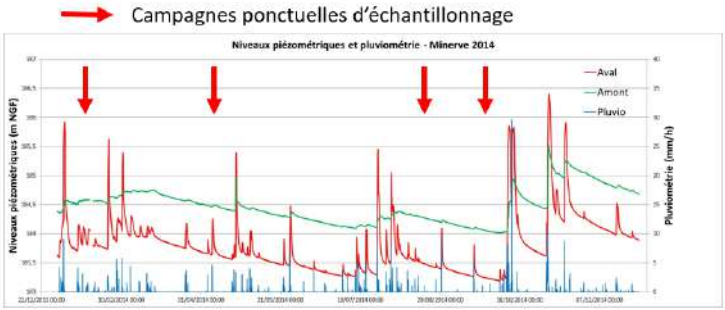


Fig. 5. (a) Positionnement des piézomètres pour l'étude d'un bassin d'infiltration en amont (R) et en aval (I) de celui-ci. (b) Deux stratégies d'étude de la nappe : les enregistrements en continu et les campagnes ponctuelles de mesures.

Impacte-t-on la température de la nappe en infiltrant ?

Lors des évènements pluvieux, la température de la nappe est fortement impactée en aval du bassin par les apports d'eau pluviale (Fig.6) .

Cet impact est essentiellement fonction de la quantité d'eau infiltrée et de la différence de température entre nappe et eau de pluie : les précipitations estivales (plus chaudes) et hivernales (plus froides) induisent une cyclicité thermique de parfois plus de 10°C en aval du bassin (contre moins d'un degré en amont).

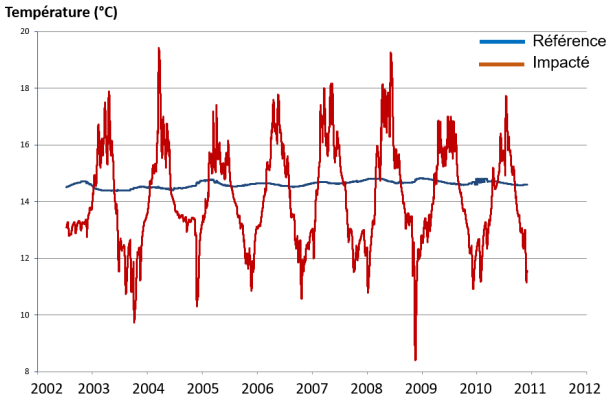


Fig. 6. Cycles thermiques d'une nappe phréatique en amont et en aval d'un bassin d'infiltration (données OTHU 2012)

A RETENIR

Les infiltrations d'eau pluviale perturbent le cycle thermique de la nappe, mais cet impact s'atténue en s'éloignant du bassin d'infiltration, plus ou moins vite en fonction du volume d'eau infiltrée et de ses contacts avec la nappe (épaisseur de la ZNS).
Mais attention : les apports multiples liés à la ville ont un effet cumulatif global sur la nappe et contribuent aux changements thermiques à long terme des écosystèmes souterrains.

Est-ce à dire que l'on contamine la nappe en infiltrant les eaux de ruissellement de façon centralisées?

Les eaux pluviales ayant ruisselé sur les bâtiments, les voiries et les sols urbains , et ayant souvent transité dans un réseau séparatif pluvial avant rejet dans un dispositif centralisé d'infiltration, peut apporter vers la nappe une grande diversité de polluants et micropolluants déposés sur les surfaces imperméables : produits de combustion (HAP - Hydrocarbure Aromatique Polycyclique), solvants (COV - Composé Organique Volatil), éléments trace métalliques (Pb, Zn, Cd), pesticides et même parfois des résidus médicamentaux en raison de la mauvaise séparation des réseaux eaux usées / eaux pluviales..
Grace aux suivis réalisés dans l'OTHU, on sait que cette pollution est non négligeable, très variable et partiellement sous forme particulaire (cf. Guide opérationnel OTHU MicroMegas). Cependant, l'observatoire a démontré que le couple sol/végétal en surface des ouvrages d'infiltration couplé à une zone non saturée suffisante (au moins 1m) ,jouaient un rôle important de barrière physique et hydraulique pour ces contaminants. On relève une efficacité avérée de ces solutions pour le piégeage des HAP et métaux lourds dans les premiers centimètres de sol grâce à ce couple sol/plante.

Mais qu'en est-il des micropolluants ?

Comment mesurer les micropolluants au sein d'une nappe? La première stratégie est d'effectuer des échantillonnages ponctuels d'eau de nappe pour des campagnes d'analyses classiques, mais les très faibles concentrations (du ng/L au pg/L) et leur forte variabilité temporelle rendent souvent cet échantillonnage peu instructif sur l'impact de l'infiltration sur la qualité de la nappe.

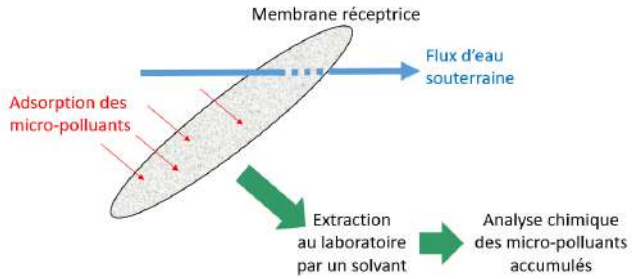


Fig. 7. Principe de fonctionnement d'un échantillonneur passif

Une stratégie alternative consiste à incuber dans les eaux de nappe des échantillonneurs passifs (Fig. 7.) : des membranes ou des résines réceptrices qui accumulent sur plusieurs jours les substances circulant dans la nappe. Cette accumulation permet une meilleure intégration des variations temporelles et d'abaisser les limites de détection. Cette technique se démocratise et constitue une méthode prometteuse opérationnellement .

Mais quels micropolluants retrouve-t-on ?
On rappelle que les métaux lourds et hydrocarbures urbains classiques sont efficacement retenus dans le sol mais également par la zone non saturée et, par conséquent, ne transitent que difficilement jusqu'à la nappe. Ils sont donc peu retrouvés dans les échantillons ponctuels d'eau ou de sédiments.
En revanche, les membranes réceptrices ont permis d'observer une grande diversité de micropolluants organiques (Fig. 8.), comme des résidus pharmaceutiques (Carbamazépine, Lamotrigine, Sulfamethoxazole) ou des pesticides (Diuron, DEET, Metolachlor). Mais, les infiltrations d'eau pluviale peuvent aussi induire des dilutions de polluants présents dans la nappe en amont des bassins, comme le nitrate (28 à 62% de dilution sous le bassin Django-Reinhardt) ou certains pesticides interdits persistant dans les eaux souterraines (comme l'Atrazine, voir le chapitre 5a et 5b).

A RETENIR

Les dispositifs basés sur la filtration au travers d'un sol/substrat VIVANT et donc les dispositifs végétalisés sont des solutions efficaces pour piéger les HAP ou métaux lourds et ainsi réduire le risque de transfert dans la nappe.
De nouvelles méthodes intégratrices des flux de micropolluants permettent d'observer une grande diversité de xénobiotiques apportés à la nappe (pesticides, résidus médicamenteux) mais l'infiltration d'eau pluviale peut aussi diluer les pollutions historiques présentes dans la nappe.

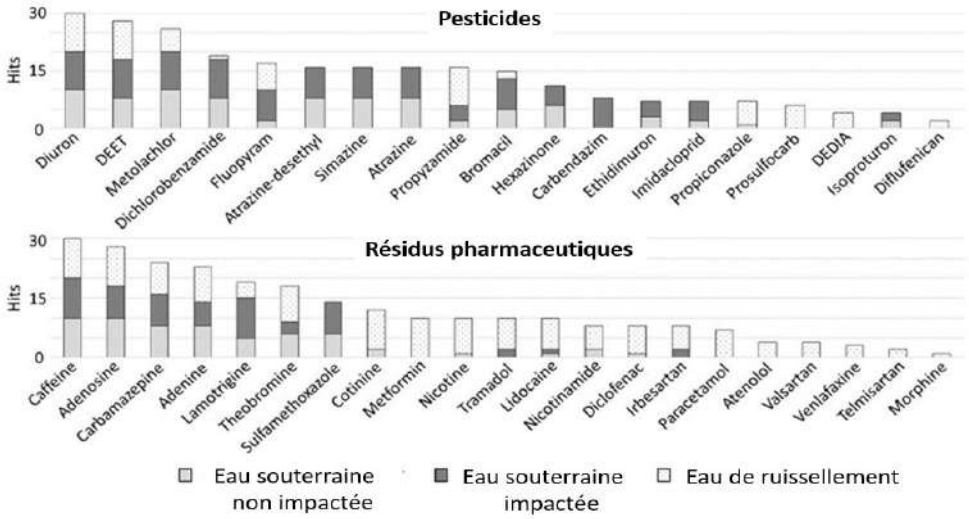


Fig. 8. Exemples de pesticides et de résidus pharmaceutiques collectés par échantillonnage passif dans les eaux de ruissellement et les eaux souterraines impactées ou non par des bassins d'infiltration (Pinasseau et al., 2019).
[Hits = nombre d'échantillons dans lesquels la molécule a été détectée]

Perturbe-t-on les cycles biogéochimiques de la nappe en infiltrant grâce à un ouvrage centralisé ?

Les apports d'eau pluviale à la nappe perturbent aussi le fonctionnement biogéochimique de celle-ci (Fig. 9.). La dégradation par les bactéries de la matière organique issue du lessivage des sol et véhiculée par les eaux de ruissellement, consomme beaucoup d'oxygène dissous. Des micro-sites anoxiques peuvent se former entre les grains de sédiments, induisant alors une déplétion en nitrate (par dénitrification) et au contraire, des augmentations des teneurs en phosphate (relargué des sédiments sous conditions de faible oxygénation).

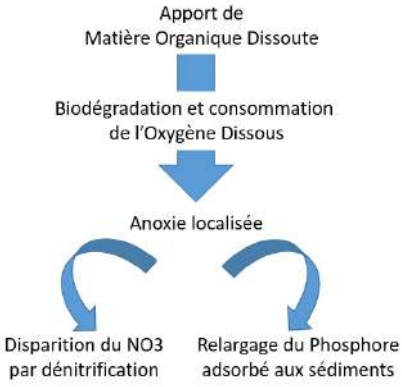
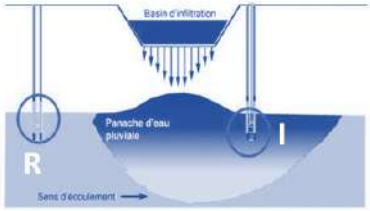


Fig. 9. Effet des apports de matière organique sur le fonctionnement biogéochimique de la nappe.

Ainsi, dans un bassin d'infiltration situé sur le campus universitaire de la Doua (villeurbanne), les apports en carbone organique dissous (COD, moyenne annuelle pour 2018, Fig. 10) induisent des périodes de faible oxygénation (visibles par enregistrement en continu de l'oxygène dissous), des baisses du nitrate (-40%) et des hausses du phosphate (+800%).

Ces modifications biogéochimiques peuvent persister dans la nappe en aval du bassin même en dehors des périodes de pluie, comme si le système souterrain avait changé de mode de fonctionnement (origine et quantité disponible de matière organique) : on dit alors que le statut trophique de la nappe a été modifié. Mais ce changement n'est pas en soi exceptionnel, il existe des nappes naturellement plus ou moins riches en nutriments.



Piézomètre	R	I
COD	0,8	1,4 mg/L
Nitrate	10,6	6,4 mg/L
Phosphate	40	360 µg/L
O2	de 3,3 à 6,1	0 à 12,3 mg/L



Fig. 10. Valeurs moyennes en nutriments (4 dates d'échantillonnage en 2018) et valeurs minimales et maximales en oxygène dissous (enregistrement en continu sur l'année 2018), en amont (R) et en aval (I) du bassin d'infiltration de la Doua (données OTHU)
(© F.Cherqui , INSA DEEP).

A RETENIR

Les apports d'eaux pluviales s'accompagnent d'apports de nutriments qui peuvent modifier les cycles biogéochimiques dans la nappe.

Si certaines de ces modifications persistent au-delà des périodes pluvieuses : on a alors un changement à long terme du statut trophique de la nappe. Mais ce changement n'est pas forcemment impactant, il existe des nappes naturellement plus ou moins riches en nutriments.

Et la biodiversité des nappes dans tout cela ?

Les organismes vivant dans les nappes, en dessous des bassins d'infiltration, ont des réponses très contrastées aux apports d'eau pluviale : l'arrivée de matière organique peut être attractive pour certaines espèces bioturbatrices (comme les vers Oligochètes), mais la variabilité thermique et les anoxies peuvent faire disparaître certains taxons (comme les Crustacés Amphipodes dont l'état de santé se dégrade en aval des bassins).

La réaction des micro-organismes est beaucoup plus simple. A l'échelle annuelle, les biomasses microbiennes et les activités respiratoires et enzymatiques sont plus fortes en aval des bassins grâce aux apports de matière organique. L'état trophique du système est donc modifié (Fig. 11).

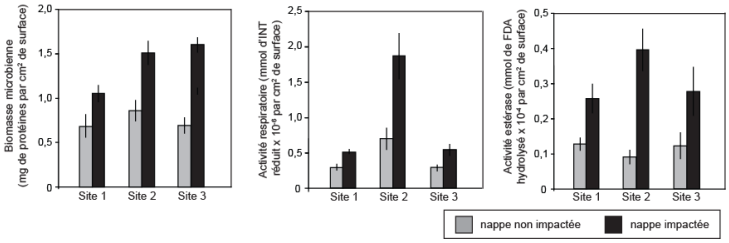


Fig. 11. Caractéristiques des biofilms microbiens en amont (nappe non impactée) et en aval (nappe impactée) de 3 bassins d'infiltrations (Mermillod-Blondin et al. 2013 dans Ecological indicators).

Dans certains cas, les activités microbiennes peuvent être stimulées par la pluie alors que la biomasse peut diminuer par érosion du biofilm (l'eau de pluie peu minéralisée peut créer un choc osmotique pour les bactéries fixées sur le sédiment). La biodiversité des communautés microbiennes peut aussi être modifiée en terme de composition des espèces présentes dans la nappe.

En effet, les communautés microbiennes présentes en aval des bassins ne sont pas un simple mélange de celles présentes dans la nappe en amont et celles apportées par les eaux de ruissellement et infiltrées vers la nappe. Des associations originales se forment en aval des apports d'eaux pluviales urbaines.

Une analyse des groupes microbiens présents dans les eaux de ruissellement arrivant au bassin de Grange-Blanche, ainsi que dans les eaux souterraines en amont et en aval de celui-ci (Fig. 12.), souligne l'originalité de la communauté présente en aval des bassins d'infiltration.

Ainsi, le groupe des Bacteroidetes est stimulé par l'infiltration des eaux pluviales et l'arrivée de matière organique dans la nappe. Certaines bactéries peuvent donc être utilisées comme des descripteurs de l'état trophique de la nappe et d'autres peuvent témoigner de la vulnérabilité de celle-ci à des arrivées d'eau de surface.

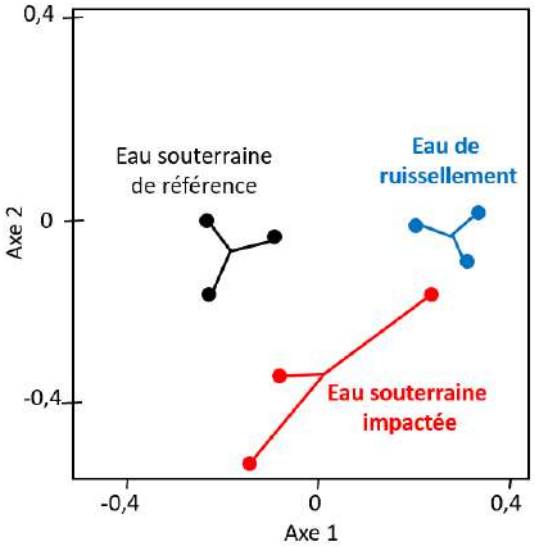


Fig. 12. Analyse multivariée basée sur la composition des communautés bactériennes dans les eaux de ruissellement et les eaux souterraines du bassin de Grange-Blanche. Plus les points sont éloignés les uns des autres et moins leurs compositions en bactérie se ressemblent. Ici, les communautés retrouvées dans les trois types d'eau sont très distinctes (Voisin et al., 2018).

A RETENIR

Les infiltrations d'eaux pluviales induisent des augmentations d'activités microbiennes en aval des bassins, parfois accompagnées de modifications des biomasses présentes et des changements importants de la composition de la communauté présente dans les eaux souterraines.

Certaines bactéries peuvent donc être de bons descripteurs de l'état trophique et de santé de la nappe sous un ouvrage d'infiltration.

La taille des bassins versant collectés

Plus que la taille du bassin lui-même, c'est la taille de la **surface urbaine drainée** par ce bassin qui peut influencer son impact sur la nappe : plus cette surface drainée est grande, plus les quantités d'eau et de contaminants infiltrés ponctuellement sont importantes. Elles peuvent alors dépasser les capacités de rétention du sol de surface et de la zone non saturée.

On a ainsi observé pour de grandes surfaces drainées (Fig. 13), que la thermie de la nappe était fortement perturbée : l'amplitude thermique annuelle peut aller jusqu'à 6°C entre été et hiver pour des bassins de plus de 80 ha.

En revanche, il n'existe pas encore de données permettant d'établir une relation entre le nombre de bassins ou/et leur distribution dans l'espace et l'impact global de l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial à l'échelle d'une nappe.

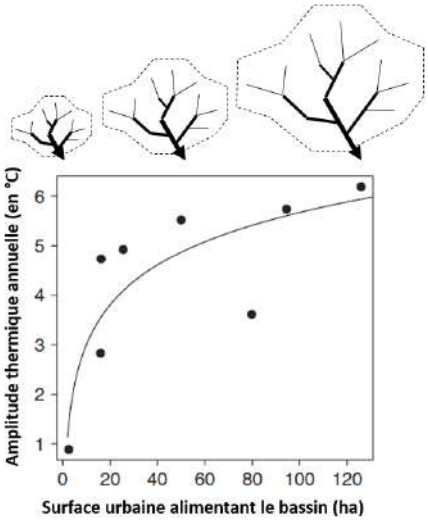


Fig. 13. Amplitude de la perturbation thermique de la nappe en fonction de la surface drainée vers un bassin d'infiltration (Foulquier et al., 2009 - dans Hydrological Processes)

L'importance de l'épaisseur de la ZNS et de son hétérogénéité

L'**épaisseur de la zone non saturée** est une caractéristique très importante qui contrôle l'impact des infiltrations d'eau pluviale sur la qualité des nappes. Celle-ci exerce un tamponnage thermique sur les eaux d'infiltration et réduit donc leur impact sur la température de la nappe (Fig. 14). On y mesure aussi une biodégradation active de la matière organique dissoute, le carbone organique dissous diminuant drastiquement avec l'épaisseur de ZNS (comme observé dans 11 bassins d'infiltration de la métropole de Lyon, Fig. 14). Cette diminution est accompagnée d'une consommation de l'oxygène dans les premiers mètres. L'oxygénation de la nappe peut alors être très faible dans les bassins à ZNS peu épaisse car cette dernière ne permet pas une ré-oxygénation de l'eau infiltrée avant son arrivée dans la nappe.

L'hétérogénéité de la zone non saturée contrôle aussi les effets de l'infiltration des eaux pluviales. Ainsi, le **temps de transit des eaux** à travers la ZNS peut varier fortement pour une même épaisseur. Des circulations préférentielles des eaux peuvent induire des infiltrations extrêmement rapides des eaux pluviales qui ne sont plus alors tamponnées par le sol et la ZNS.

La mesure du **battement de la nappe** (la variabilité du niveau piézométrique après une pluie) nous renseigne sur la combinaison de la quantité d'eau infiltrée (la taille des bassins collectés), sa vitesse d'arrivée au toit de la nappe et sa capacité à s'écouler en l'aval sur les différentes directions. Ce paramètre est très informatif car des battements importants induisent de fortes variations dans les activités microbiennes.

A RETENIR

La surface du bassin drainé et la pluviométrie, l'épaisseur et l'hétérogénéité de la zone non saturée (donc le temps de transit de l'eau dans le sol et la ZNS) contrôlent l'impact des infiltrations d'eau pluviale sur la qualité de la nappe.

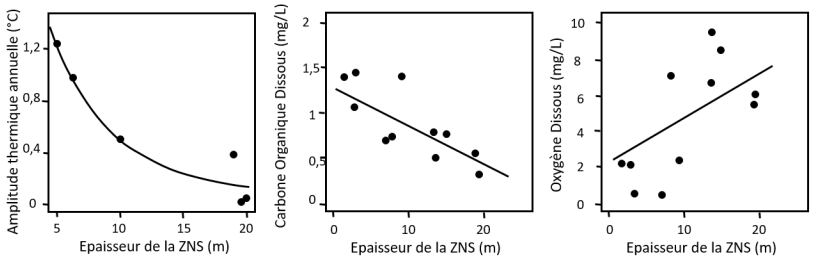


Fig. 14. Influence de l'épaisseur de zone non saturée (ZNS) sur les caractéristiques physiques et chimiques de la nappe en aval de bassins d'infiltration d'eau pluviale (Thèse de doctorat Foulquier 2009).

Les organismes présents à la surface de l'ouvrage

Les macro-organismes (animaux et végétaux) vivant au fond des bassins d'infiltration sont susceptibles de réguler la distribution des polluants (principalement par la formation de dépôts sédimentaires – interface sol/organismes), mais aussi augmenter les flux d'eau en direction de la ZNS et de la nappe.
En effet les racines des plantes et les organismes bioturbateurs (comme les vers Oligochètes, Fig. 15.) créent des conduits verticaux dans le sol du bassin et maintiennent (et/ou améliorent) ainsi ses capacités d'infiltration.

Ces organismes stimulent aussi le compartiment microbien : les activités de biodégradation de la matière organique par les bactéries sont stimulées en présence de vers. Les macro-organismes en interaction avec les micro-organismes jouent donc un rôle prépondérant dans la dégradation des composés organiques.

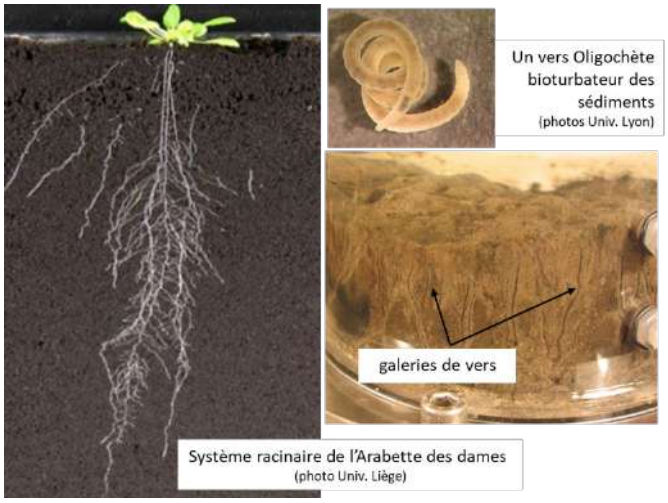


Fig. 15. Les racines des plantes ou les vers qui creusent des galeries dans les sédiments augmentent les capacités d'infiltration du bassin d'infiltration.
(© Photos Université de Liège et Lehna E3S)

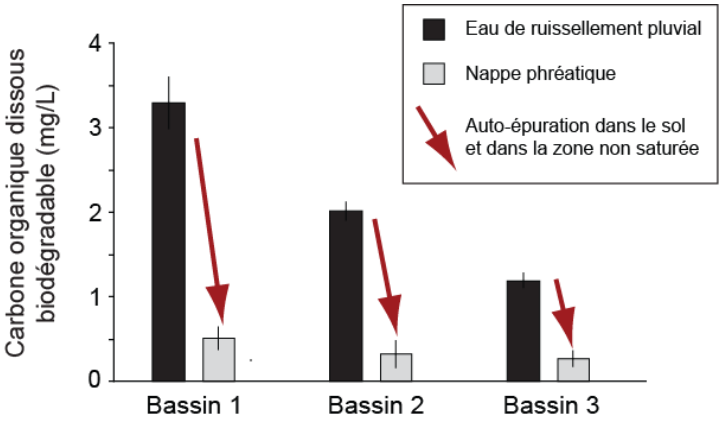


Fig. 16. Teneurs en fraction biodégradable du carbone organique dissous dans les eaux de ruissellement et dans la nappe située en dessous de 3 bassins d'infiltration de la métropole de Lyon (Mermillod-Blondin et al. 2015 dans Water Research)

On peut aussi observer des abattements très significatifs (jusqu'à plus de 70%) en carbone organique dissous biodégradable lors du transfert des eaux de ruissellement vers la nappe (Fig. 16).
Ces diminutions très marquées témoignent du rôle prépondérant des micro-organismes dans la capacité auto-épuratrice du sol et de la zone non saturée.

Cette activité microbienne dans la ZNS explique en partie le lien inverse entre l'épaisseur de la ZNS et l'apport de matière organique dissoute à la nappe

Enfin il faut aussi souligner qu'à l'échelle microscopique, les bactéries peuvent, dans certains cas, modifier les conditions physico-chimiques locales de leur milieu de vie et ainsi induire une rétention de polluants, comme par exemple pour les éléments traces métalliques.

Les techniques d'infiltration des eaux pluviales à la source



Ces techniques impactent-elles la nappe phréatique sous-jacente ?

Les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales [alternatives aux réseaux d'assainissement] regroupent une multitude de solutions permettant une gestion intégrée des eaux pluviales urbaines.
Elles s'appuient sur des solutions d'aménagement favorisant l'infiltration, le stockage temporaire ou encore l'évapotranspiration (comme les solutions fondées sur la nature par exemple) et sur des ouvrages enterrés.
On tend de plus en plus à revoir la terminologie afin de distinguer des solutions de gestion centralisées comme les bassins et des solutions à la source ou solutions décentralisées pour dépasser une la vision purement technique.
Ainsi les solutions à la source regroupent les noues (fossés peu profonds), tranchées d'infiltration, chaussées à structure réservoir, jardins de pluies, toitures végétalisées, bassins, parking poreux (Fig.17.) ...
Les zones de collecte des eaux de ruissellement dans les ouvrages à la source sont beaucoup plus petites que celles des ouvrages centralisés ; les flux d'eau infiltrés ponctuellement sont donc moins importants, avec un impact sur le battement de nappe souvent négligeable.
Les premiers centimètres du sol peuvent alors jouer pleinement leur rôle de rétention des contaminants. Leur role de regulation des volumes d'eau infiltrés en abattant les débits de pointe (debit maximaux lors d'évenements pluvieux) est également très important . Cela a été démontré dans le projet MicroMegas qui deplus montre une efficacité accrue des solutions lorsque les sols sont végétalisés (cf. Guide opérationnel OTHU MicroMegas LIEN).
Contrairement aux techniques à la source, les ouvrages centralisés permettent de recharger la nappe de façon plus intensive qu'un terrain naturel. En effet, ils concentrent l'écoulement d'un grand bassin versant sur une petite surface et font que l'évapotranspiration reste limitée à l'échelle du bassin d'infiltration.

A RETENIR

En respectant les règles de dimensionnement et de conception des solutions de gestion des eaux pluviales à la source et en ayant une ZNS d'une épaisseur suffisante (plus d'1 mètre recommandé), et l'impact sur la nappe est négligeable.



Fig. 17. | EXEMPLES DE TECHNIQUES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES à LA SOURCE |
ECOCAMPUS Lyon Tech La DOUA (Villeurbanne 69) :
Tranchée, Noue, Jardin de pluie

Surveillance des nappes réceptrices



Principes de base de la surveillance des bassins d'infiltration

Trois approches complémentaires peuvent être distinguées (Fig. 18) :

1. La première consiste à réaliser des campagnes de **mesures ponctuelles** des concentrations en polluants (métaux, HAPs, COVs, nutriments, carbone organique dissous…) dans les eaux souterraines à l'amont et à l'aval d'un ouvrage d'infiltration . Les substances recherchées et la fréquence des prélèvements sur les forages sont souvent déterminées par des contraintes réglementaires.
2. La deuxième approche consiste à mesurer les concentrations de ces mêmes substances sur des **structures d'accumulation** naturelle (comme les sédiments au droit du bassin) ou artificielle (résines fixatrices immergées dans les puits). Ces structures accumulatrices ayant la capacité d'adsorber et donc d'accumuler ces substances au cours du temps, elles permettent d'intégrer les variations temporelles des concentrations..
3. La troisième approche est fondée sur la **mesure en continu** dans la nappe de paramètres permettant de suivre le fonctionnement hydrologique (comme la température ou la conductivité électrique de l'eau) ou la dynamique biogéochimique des bassins (comme les teneurs en nitrate ou en oxygène dissous).

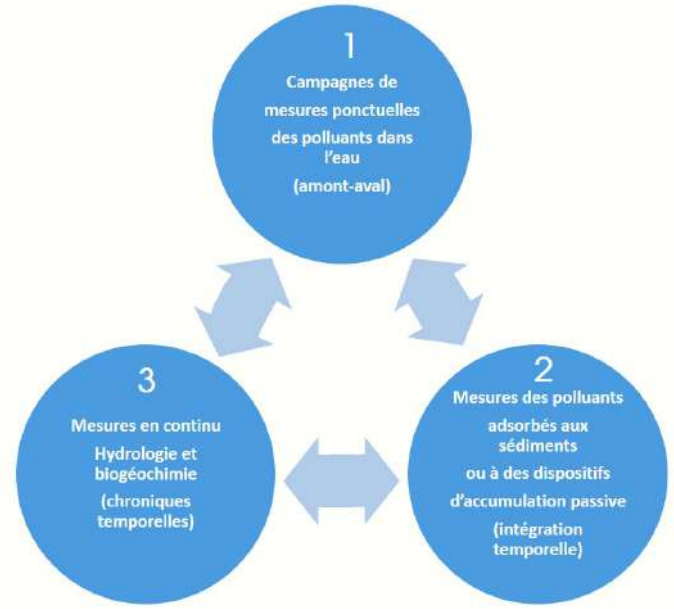


Fig. 18 Trois approches pour comprendre le fonctionnement des bassins d'infiltration

Ces trois approches nécessitent la mise en place de forages pour atteindre la nappe souterraine. Lors de l'implantation de ces forages, il convient d'éviter toute introduction de polluants. Les techniques de battage sont donc à préférer aux méthodes de forage utilisant des fluides, potentielles sources de pollution. Ces piézomètres doivent être localisés en amont hydraulique et en aval des bassins. Ils doivent recouper le panache d'eau pluviale pour permettre une évaluation réaliste des apports d'eau urbaine. Pour optimiser cette localisation, une description précise de l'hétérogénéité de l'aquifère et des circulations d'eau est donc nécessaire avant instrumentation.

Appréhender les caractéristiques physiques des écoulements dans l'aquifère | imagerie et modélisation des solutions de visualisation

Dans le cadre des expérimentations et suivis OTHU et FROG , nous nous sommes intéressés à des ouvrages situés dans des sols fluvioglaciaires typique en région Lyonnaise. De la dynamique des écoulements fluvioglaciaires résulte des dépôts sédimentaires (tressage, chenaux, phase d'érosion) caractérisés par une grande hétérogénéité structurale et granulométrique. Plusieurs lithofaciès peuvent être observés permettant de distinguer des unités sédimentaires et structurales. **Des méthodologies complémentaires permettent de décrire les hétérogénéités spatiales de l'aquifère et de construire des modèles d'écoulement en milieu saturée et non saturée permettant d'optimiser l'implantation des forages et instruments de mesure.** Nous en détaillons quelques-unes ci-après .

►Imagerie de la zone insaturée par Radar Géologique.

L'architecture des hétérogénéités rencontrées dans les alluvions fluvioglaciaires (à l'échelle du bassin d'infiltration) peut être caractérisée par imagerie géophysique. Dans ce contexte, le radar géologique ou Ground Penetrating Radar (GPR) s'est avéré particulièrement performant. Cette méthode géophysique non invasive permet d'obtenir une image à haute résolution de la structure superficielle du sol (de 0 à 10 m). Le principe consiste à envoyer dans le sol des ondes électromagnétiques de haute fréquence (de quelques dizaines de mégahertz à quelques gigahertz) qui se propagent en s'atténuant en fonction des matériaux rencontrés, donnant ainsi des informations géométriques sur la structure auscultée. Cette géométrie ainsi que les paramètres hydrodynamiques associés sont alors introduits dans un modèle numérique (HYDRUS) qui permet d'estimer l'influence des hétérogénéités sur les écoulements d'eau.

Ainsi les hétérogénéités sous le bassin d'infiltration de Chassieu (Django Reinhardt) ont été caractérisées par plusieurs profils radar (Fig. 19 a).
Ceux-ci sont interprétés en termes de différents lithofacies (Fig. 19 b) : des sables (Sx), un mélange de sable et de gravier homogène (Gcm), sans doute apportés au fond du bassin, ou un mélange hétérogène (Gcm-b), plus naturel.

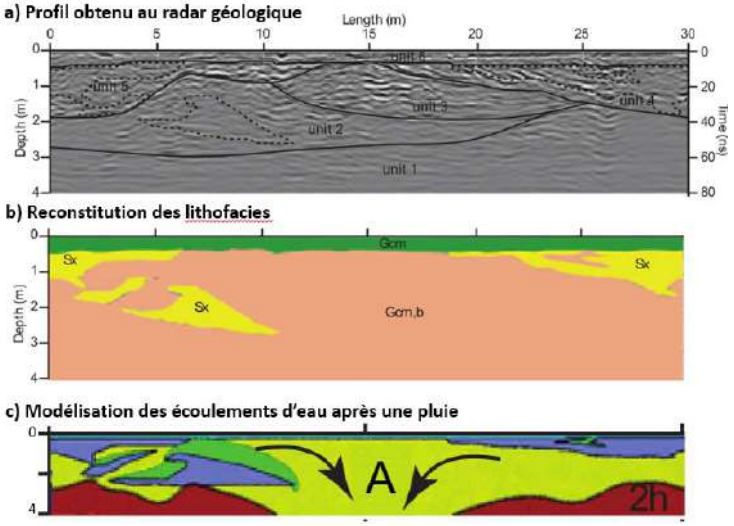


Fig. 19. Utilisation du radar géologique pour reconstituer les lithofacies présents sous un bassin d'infiltration et les chemins préférentiels de l'eau après une pluie (Coutinho et al. 2015)

De cette analyse, il est alors possible de simuler des scénarios hydrologiques. Par exemple ci-dessus, on peut souligner l'effet des lentilles de sable sur les zones d'écoulement préférentielles (notée A) et les vitesses de circulations des eaux après une pluie intense de de 2h (Fig. 19c.).

►Modélisation 3D des écoulements en nappe

La construction de modèles 3D englobant le bassin d'infiltration et l'aquifère sous-jacent permet d'estimer l'impact du fonctionnement des bassins en termes d'hydraulique et de transferts des solutés. Pour assurer une représentation réaliste de ce système, il est nécessaire de disposer de données détaillées concernant le bassin (Modèle Numérique de Terrain), son alimentation (débit d'eau injecté au cours du temps, chroniques de niveau d'eau dans le bassin, concentrations…) et la dynamique de l'aquifère (plusieurs piézomètres répartis autour du bassin dans un rayon d'une centaine de mètres avec un suivi des charges hydrauliques et d'indicateurs de la qualité de l'eau comme la conductivité électrique).

Les modèles utilisés doivent idéalement décrire le continuum entre la zone non saturée sous le bassin et l'aquifère. Ils nécessitent par conséquent de calibrer un grand nombre de paramètres. Il est à l'heure actuelle difficile de prendre en compte de façon détaillée les résultats obtenus à partir des mesures géophysiques sans faire appel à des moyens de calcul coûteux (supercalculateur). Afin de dépasser cette limitation, on peut cependant construire des modèles prenant en compte un terrain homogène qui respecte en moyenne les observations à fine échelle. Ce type de démarche ne peut cependant être appliqué qu'à des sites très bien instrumentés comme le bassin Django-Reinhardt (Chassieu) et reste par conséquent du domaine de la recherche.

Cependant, une fois que le modèle décrit les mesures observées de façon satisfaisante, il offre une vision détaillée des distributions spatiales et temporelles des variables hydrauliques (charge, vitesses) et chimiques (concentration, flux de solutés) dans l'aquifère impacté par le fonctionnement du bassin.
Dix jours après une forte pluie, le panache d'un polluant parfaitement mobile (Fig. 20) montre une propagation et une dilution progressive dans l'aquifère. On peut noter un piégeage par capillarité significatif (≈25 % de la quantité injectée) dans la zone non saturée sous le bassin qui persistera jusqu'à la prochaine pluie.

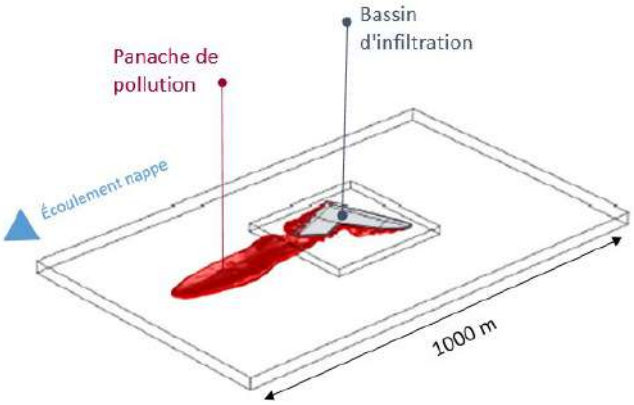


Fig. 20. Panache d'un traceur de l'écoulement délimité à 20% de la concentration injectée 10 jours après une forte pluie (Bahar et al. 2020 dans Journal of Contaminant Hydrology)

La contamination de l'aquifère est naturellement plus sensible en aval hydraulique de la nappe et à proximité immédiate du bassin. Cependant, la modélisation met bien en évidence la complexité du phénomène de mélange des eaux en provenance du bassin avec l'eau de la nappe.
Dans un piézomètre localisé en bordure immédiate du bassin, les concentrations observées diminuent significativement avec la profondeur du point de prélèvement et peuvent être très faibles au fond de l'aquifère si celui-ci présente des vitesses d'écoulement élevées (Fig. 22a). L'évolution des concentrations suite à une forte pluie dépend également fortement de la localisation des piézomètres autour du bassin (Fig. 22b). Dans le contexte de l'aquifère fluvio-glaciaire du site Django-Reinhardt, l'homogénéisation des concentrations sur la totalité de l'épaisseur de l'aquifère nécessite par exemple un parcours de cent à deux cents mètres en aval du bassin. On peut également noter que les simulations réalisées jusqu'ici ne prennent pas en compte les phénomènes d'adsorption qui tendent à ralentir la propagation de la plupart des polluants. Par conséquent, l'utilisation de mesures de concentration ponctuelles ne permet probablement jamais de capturer les pics de concentration associés à un événement pluvieux donné. L'utilisation de mesures intégratrices sur des dispositifs d'accumulation passive semble par conséquent mieux adapté pour envisager d'estimer des flux de contaminants associés au fonctionnement des bassins.

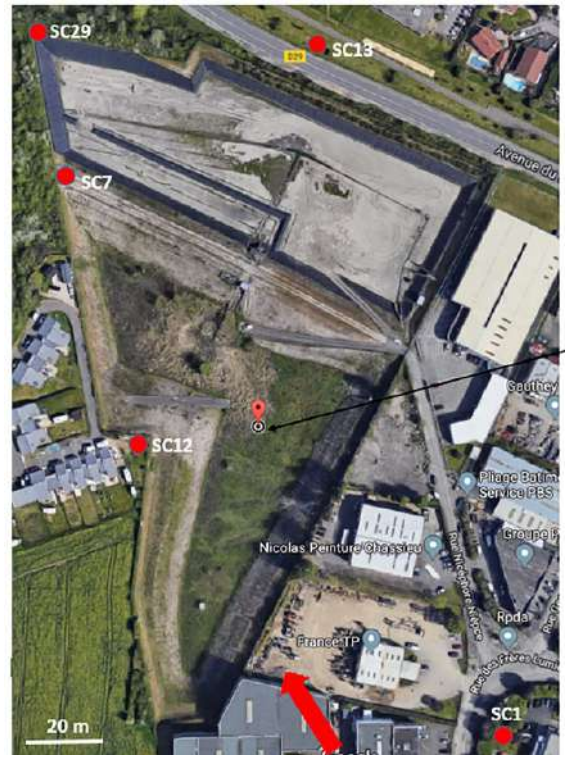


Fig. 21. Bassins Django-Reinhardt à Chassieu et localisation des piézomètres (SC) (© Google maps)

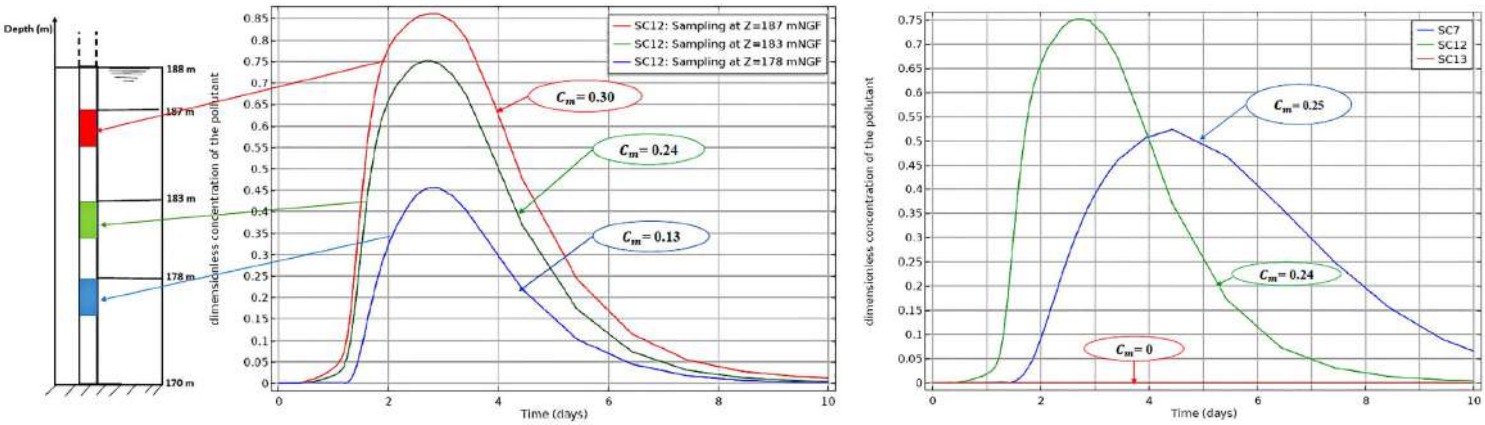


Fig. 22. Modélisation de l'évolution la concentration d'un polluant modèle sous un bassin d'infiltration, à différentes profondeurs sous le bassin (a) et à différentes distances du bassin (b). Le piézomètre SC12 est plus proche du bassin que SC7, alors que SC13 est le piézomètre de référence non impacté par le bassin (Bahar et al., 2020 dans Journal of Contaminant Hydrology).

A RETENIR

La localisation des piézomètres et des instrumentations de mesures est essentielle à l'évaluation de l'impact des infiltrations d'eau pluviale : des outils d'hydrogéologie, de géophysique et de modélisation des écoulements peuvent permettre une implantation optimale de ce matériel.



Fig. 23. Piézomètres sur le site du bassin d'infiltration de Feyzin

Suivre les impacts sur la nappe grâce à des campagnes de mesures ponctuelles | avantages, difficultés et limites

Les campagnes d'échantillonnage ponctuelles des eaux de nappe constituent souvent le cœur des suivis règlementaires proposés pour les ouvrages de gestion des eaux pluviales afin de prévoir des mesures sur la nappe permettant de compenser d'éventuels impacts de l'ouvrage sur celle-ci.

Certaines analyses sont fréquemment demandées par les services police de l'eau français dans le cadre des dossier loi sur l'eau avec un régime d'autorisation ou parfois directement par la réglementation locale fixée par les collectivités locales .

Règlementairement : le risque de dégradation d'une masse d'eau superficielle ou souterraine du fait d'un projet est apprécié par la combinaison d'un facteur représentatif de la pression polluante (intensité de la pollution permanente ou pluviale, probabilité et gravité d'une pollution accidentelle) et d'un facteur représentatif de la vulnérabilité du milieu aquatique récepteur des rejets de l'opération.

Trois types de pollutions peuvent être considérées : la pollution chronique, saisonnière et accidentelle.

Cinq ans après la réception des travaux, le gestionnaire des eaux pluviales du territoire doit se rapprocher du service de la police des eaux afin de définir un protocole d'analyse de la qualité des eaux à l'amont et à l'aval du système d'assainissement pluvial.

Un point de vigilance important : bien que les eaux souterraines en conditions naturelles soient d'une grande stabilité (thermique, chimique et biologique), au droit des bassins d'infiltration, les apports d'eau pluviale induisent une variabilité spectaculaire au sein du système souterrain. Les variations de la température ou des teneurs en éléments dissous par exemple, rendent les analyses physico-chimiques ponctuelles parfois trompeuses quant à la qualité des eaux de nappe. Leur mise en œuvre doit tenir particulièrement compte du temps écoulé depuis la dernière période pluvieuse. Pour contourner cette variabilité, il convient de mettre en place des suivis en continu de la nappe (voir paragraphe suivant) ou d'utiliser des techniques intégrant la qualité des eaux dans le temps comme les capteurs passifs (abordés dans le chapitre 5).



Fig. 24. Campagnes de mesures ponctuelles

Comprendre le fonctionnement actuel et sur le long terme de la nappe | réelle utilité des mesures en continu sur les bassins

Pour correctement interpréter les analyses ponctuelles de la qualité de l'eau, il est recommandé de mettre en place des enregistrements en continu de paramètres simples (comme le niveau de la nappe, sa température, sa conductivité électrique et sa teneur en oxygène dissous), en amont et en aval des systèmes d'infiltration. Les suivis en continu permettent de replacer les résultats obtenus au cours des campagnes d'échantillonnage ou issus de capteurs passifs, dans un contexte hydrologique en décrivant aussi bien la variabilité saisonnière que les changements rapides liés aux pluies. C'est la combinaison des deux types de variations qui permet de comprendre le fonctionnement hydrologique, chimique et biogéochimique des nappes influencées par de systèmes d'infiltration.
Des mesures en continu dans un forage de référence hors infiltration pluviale et dans un forage recoupant le panache d'eau pluviale généré par l'ouvrage d'infiltration permettent à moindre coût d'évaluer le bon fonctionnement de cet ouvrage et de détecter une dérive éventuelle de ce fonctionnement au cours de sa vie.

A Django Reinhardt (ZNS > 10m), la température, la conductivité et les teneurs en oxygène sont extrêmement stables en amont du bassin, alors qu'un léger cycle thermique est visible en aval, tout comme de légères baisses de conductivité et des apports d'oxygène au moment des pluies dans le piézomètre en aval (Fig. 25). Cette situation peut être considérée comme traduisant un fonctionnement normal du système souterrain, tant du point de vue hydrologique que biogéochimique.

A Minerve (ZNS < 5m), au contraire, on observe de légères fluctuations de la température, de l'oxygène dissous et particulièrement de la conductivité dans le piézomètre situé en amont du bassin, traduisant une influence non négligeable des épisodes pluvieux (infiltrations localisées sur la pelouse d'implantation du piézomètre). En aval, le cycle thermique est très marqué (plus de 10°C), la conductivité s'effondre à chaque période pluvieuse et met du temps à retrouver sa valeur initiale. Les teneurs en oxygène dissous réagissent aussi aux périodes de pluie, mais des conditions anoxiques sont observées dans la nappe en fin d'été. Cette situation nécessite la plus grande attention, car elle traduit un dysfonctionnement biogéochimique estival : les périodes d'anoxie pouvant conduire à des relargages de phosphore, d'éléments trace métalliques ou d'autres composés adsorbés à la matière organique. Dans ce contexte, le recours à des échantillonneurs passifs est donc essentiel.

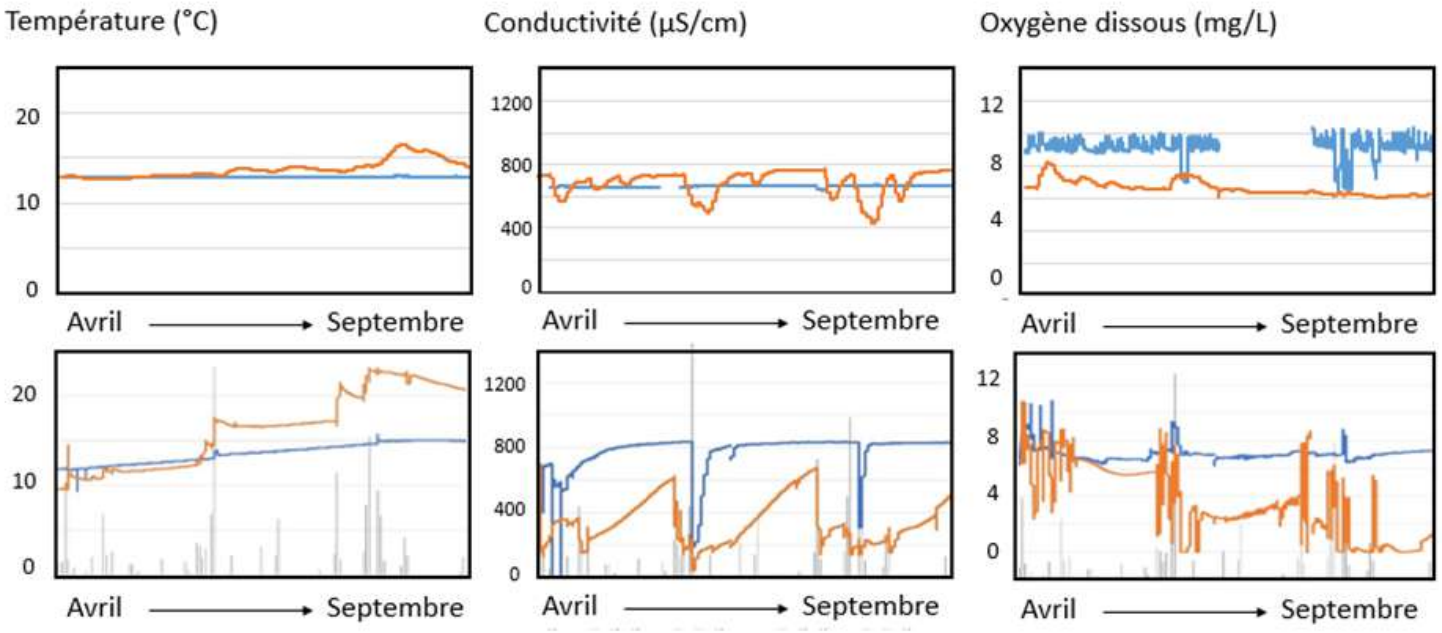


Fig. 25. Enregistrements en continu de la température, de la conductivité électrique et des teneurs en oxygène en 2019, dans le piézomètre de référence (en bleu) et dans le piézomètre situé dans le panache d'eau pluviale (en orange) sous deux bassins d'infiltration, permettent de comparer le fonctionnement d'un bassin à ZNS importante (Django Reinhardt à Chassieu, en haut) et d'un bassin à ZNS réduite (bassin de Minerve à Bron, en bas).

De plus, la concentration moyenne annuelle en oxygène dissous dans la nappe en aval des bassins d'infiltration peut nous renseigner sur le vieillissement de ces ouvrages : avec le temps, l'accumulation de matière organique dans le sol et la zone non saturée située au fond du bassin induit une consommation importante d'oxygène et une baisse de sa teneur moyenne annuelle.

La régression linéaire ci-dessous laisse ainsi penser qu'au-delà de 30 ans, les bassins d'infiltration d'eau pluviale nécessitent un entretien de leur fond pour limiter le colmatage biologique.

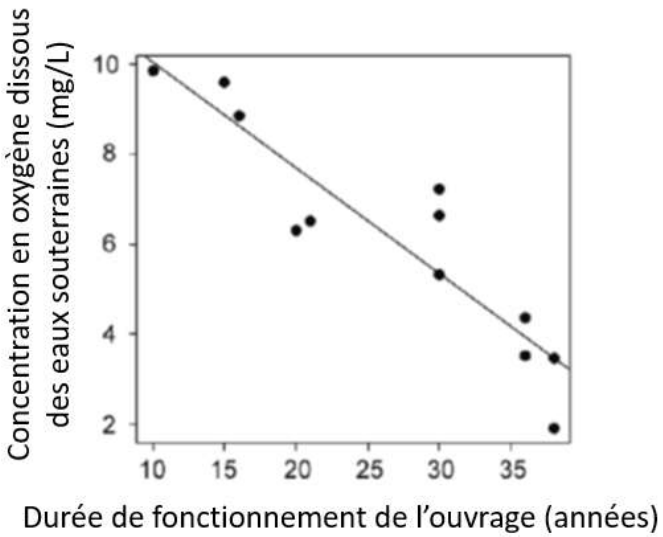


Fig. 26. Relation entre l'Oxygène dans la nappe et l'âge de 12 bassins d'infiltration de la Métropole de Lyon (Foulquier 2009).

A RETENIR

Les infiltrations d'eaux pluviales induisent une variabilité importante des conditions physiques et chimiques dans la nappe, les campagnes ponctuelles d'analyses peuvent donc être trompeuses.
Des suivis en continu du niveau de la nappe, de sa température, de la conductivité électrique de l'eau ou de la teneur en oxygène dissous décrivent bien mieux les effets des bassins d'infiltration.
Ces suivis peuvent aussi renseigner sur l'évolution à long terme et le vieillissement des ouvrages.



Évaluer la perturbation d'un système souterrain consiste à combiner trois types d'informations sur son fonctionnement (Fig. 27) :

(1) les processus biogéochimiques qui s'y déroulent,

(2) les apports chimiques dégradant la qualité de l'eau et

(3) la biodiversité, particulièrement microbienne, qui s'y développe.

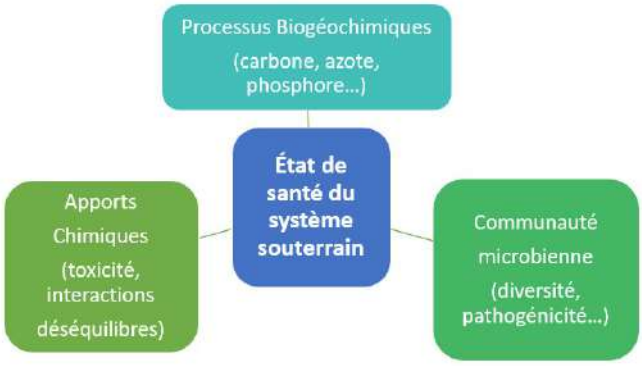


Fig. 27. Les trois types d'informations nécessaires

Comment comprendre le fonctionnement biogéochimique de la nappe ?

Un suivi biogéochimique pertinent de la nappe doit combiner des enregistrements en continu et des campagnes d'analyses ponctuelles, dans les eaux de ruissellement, en amont (référence) et en aval des bassins d'infiltration (Fig. 28).
L'infiltration des eaux pluviales enrichit l'eau de nappe à l'aplomb des ouvrages en carbone organique dissous (COD) et en phosphate, et diminue les concentrations en oxygène dissous. Les capacités d'assimilation de la nappe vis-à-vis du carbone organique sont régulièrement dépassées, particulièrement en période estivale, conduisant à des conditions anoxiques (absence d'oxygène) observées sur plusieurs bassins dont la zone non saturée est peu épaisse.

Cette absence d'oxygène induit une modification de la dynamique du phosphore (relargage des formes adsorbées sur les sédiments), mais aussi de l'azote (Fig. 25). En condition d'oxygénation normale, les formes réduites de l'Azote, comme l'ammonium (NH_4) qui peut être toxique pour les organismes, sont transformées en nitrate (NO_3). Avec la disparition de l'oxygène, l'ammonium s'accumule dans l'eau souterraine en aval des bassins d'infiltration et le nitrate diminue par dénitrification.

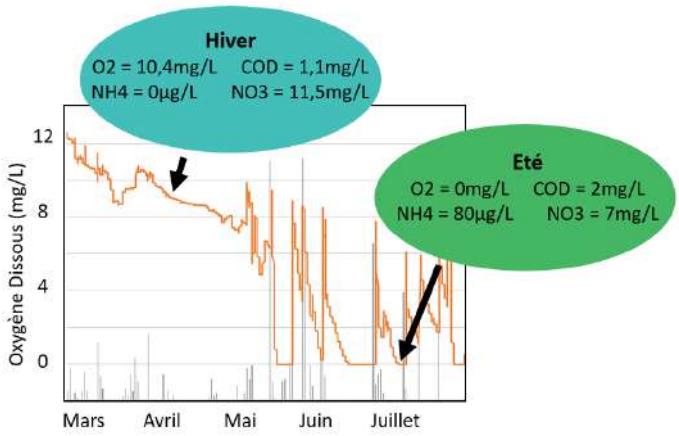


Fig. 28. Suivi en continu des teneurs en oxygène dissous et mesures ponctuelles des nutriments en aval du bassin de l'IUT à la Doua (données OTHU 2017)

►Comment tenir compte des mélanges avec l'eau pluviale ?

Les teneurs en composés chimiques dans la nappe en aval des bassins vont dépendre de processus de rétention et de transformation des composés mais aussi de phénomènes de mélange entre les eaux infiltrées et les eaux de nappe.

Pour comprendre précisément les mécanismes se déroulant lors du transfert des eaux pluviales vers la nappe, il convient de considérer le mélange des eaux et la fraction d'eau pluviale arrivant en aval du bassin d'infiltration. Cette fraction f peut se calculer en utilisant les changements de teneurs en ions non réactifs, comme les chlorures :

$$f = \frac{[Cl]_{\text{après la pluie}} - [Cl]_{\text{avant la pluie}}}{[Cl]_{\text{eau de ruissellement}} - [Cl]_{\text{avant la pluie}}}$$

c'est l'écart des teneurs en Cl induit par l'arrivée d'eau pluviale dans la nappe que l'on divise par l'écart de concentration entre l'eau qui ruisselle en surface pendant la pluie et l'eau souterraine avant pluie.

On peut ensuite prédire la concentration de n'importe quelle substance polluante apportée par l'eau pluviale, si aucune action chimique et/ou biologique n'a lieu, à travers un modèle de mélange :

[polluant]$_{\text{prédite}}$ = f * [polluant dans ruissellement] + (1-f) * [polluant avant la pluie dans la nappe]

Il suffit alors de comparer les concentrations de polluant prédites avec celles mesurées sur le terrain pour savoir si les communautés microbiennes du sol, de la zone non saturée ou de la nappe ont eu une action sur le polluant étudié. Il peut aussi y avoir dans la zone non saturée des rétentions abiotiques de polluants, comme l'adsorption sur les argiles.

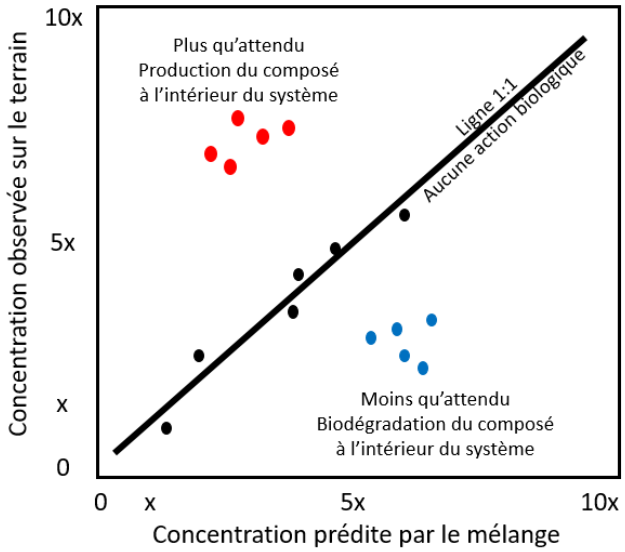
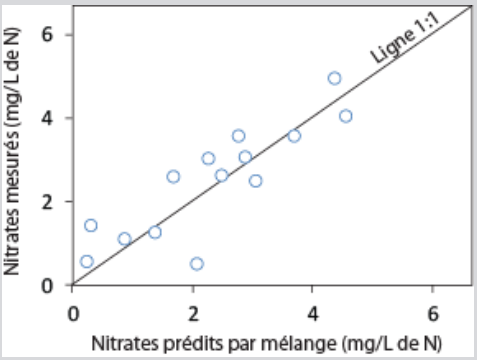
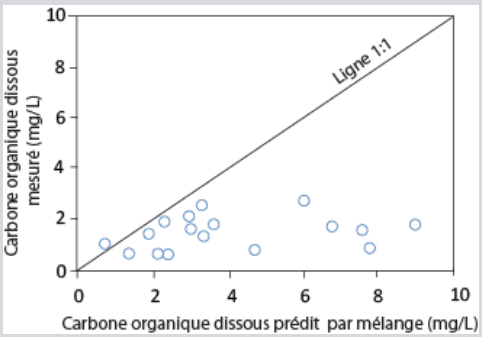
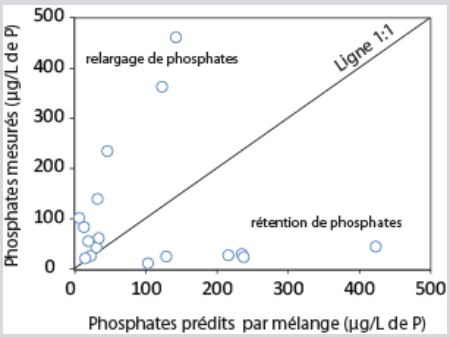


Fig. 29. Concentrations prédites et observées de nutriments en aval d'un bassin d'infiltration

►Les trois exemples ci-dessous permettent d'illustrer ces trois comportements différents :







Cas 1 :
Les concentrations en nitrates s'expliquent principalement par le mélange des eaux d'infiltration et les eaux de nappe.

Cas 2 :
Les concentrations mesurées en carbone organique dissous sont inférieures à celles estimées par le modèle de mélange : ce composé est consommé/retenu dans le sol et la zone non saturée lors de son transfert de la surface vers la nappe.

Cas 3 :
Pour les phosphates, les deux cas de Fig. sont observés :
- les concentrations mesurées sont supérieures aux prédictions, il y a relargage de phosphate accumulés dans le sol et la zone non saturée ;
- les concentrations mesurées sont inférieures aux prédictions, il y a rétention de phosphate dans le sol et la zone non saturée.

Comment évaluer les apports chimiques à la nappe ?

Des **campagnes ponctuelles d'analyses chimiques** peuvent permettre de repérer des apports liés à une pollution régulière présente à proximité de l'ouvrage d'infiltration. Ainsi, au cours du programme ECOPLUIES, 13 piézomètres situés en aval de bassins d'infiltration et 11 points de référence ont permis d'observer que dans les bassins dont la zone non saturée est supérieure à 2 m, les métaux lourds, les HAPs et les COVs sont rarement détectés dans les eaux souterraines.

Mais en cas de pollutions accidentelles, ces analyses ponctuelles peuvent permettre de les repérer, si leur durée est suffisante.

Ainsi, au tournant des années 2010, une pollution au Méthyl-tert-butyl éther (MTBE, un additif pour l'essence) a pu être observée sous le bassin d'infiltration du campus de la Doua (Villeurbanne), témoignant probablement d'une manipulation incorrecte du réservoir d'un véhicule.

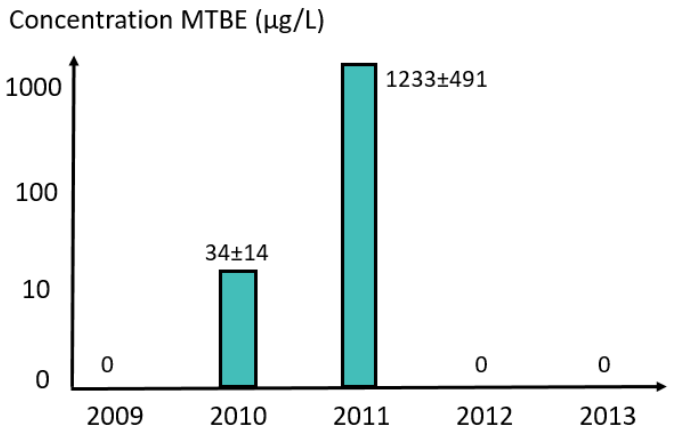


Fig. 30. Teneurs moyennes annuelles en MTBE mesurées en aval du bassin d'infiltration de l'IUT à la Doua (données OTHU 2009-2013).

ZOOM | Des outils innovants : les accumulateurs passifs de polluants (ou Chemcatchers)

Utilisés depuis plusieurs années dans les eaux de surface, les accumulateurs passifs de polluants sont encore rarement pris en compte pour le suivi chimique des nappes.

Ces membranes (ou ces résines) sont placées dans les eaux où elles fixent les polluants circulant dans l'environnement et les accumulent passivement au cours du temps. Elles intègrent donc dans le temps le flux de substances circulant dans la nappe et permettent ainsi d'atteindre des concentrations supérieures aux limites de détection analytique. Ramenées au laboratoire, ces polluants peuvent être désorbés à l'aide d'un éluant (Acétone et Méthanol), puis dosés par HPLC-MS.

Au cours du programme FROG, les membranes utilisées étaient de marque Empore™ et de type SDB-RPS car elles offraient la plus large gamme d'adsorption de polluants (pesticides et résidus médicamenteux) .

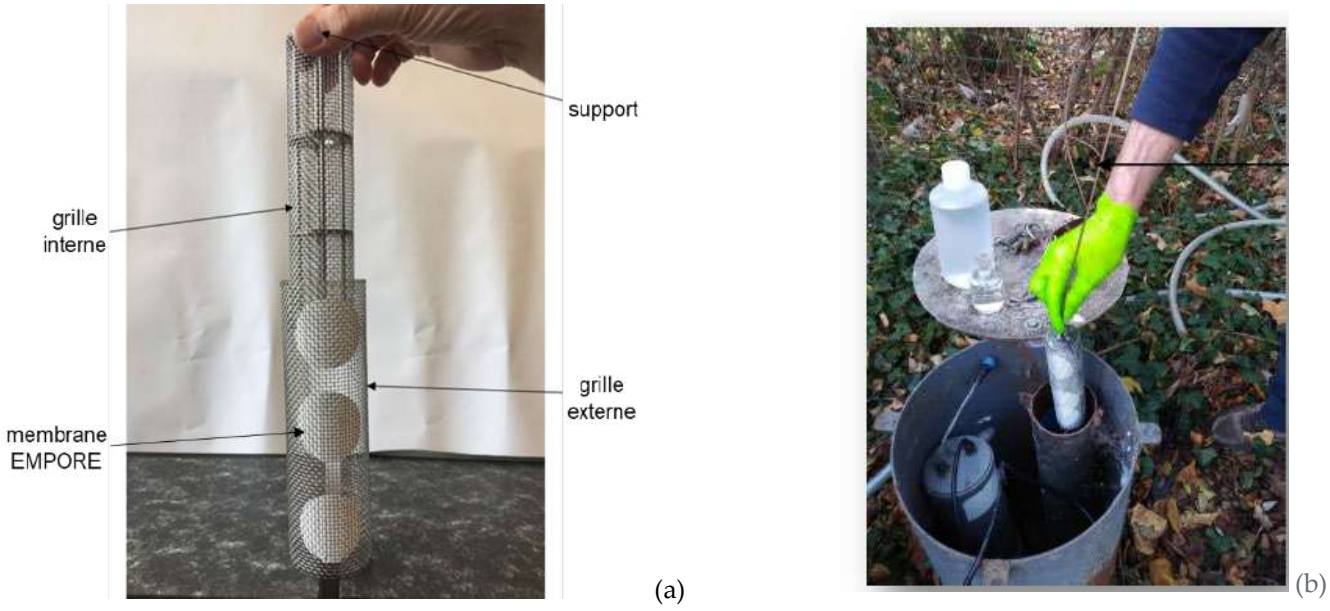


Fig. 31. Les chemcatcher, cylindres métalliques permettant de fixer les membranes (a) et mise en place dans un piézomètre (b) (© photos L.Pinasseau et Graie)

Pour être incubées dans l'eau souterraine, pour une durée de 14 jours, les membranes EMPORE étaient fixées entre deux grilles métalliques (Fig. 31 a) permettant le libre passage de l'eau souterraine, puis enfoncées dans un piézomètre (Fig. 31 b).

La quantité de contaminants accumulée sur les membranes ne donne pas directement une concentration en contaminants dans les eaux. Dans ce but, il est possible de réaliser des courbes d'accumulation en laboratoire pour chaque molécule afin de passer de la quantité accumulée sur les membranes à une concentration dans les eaux.

Ainsi les teneurs en atrazine accumulée sur les membranes Empore ™ SDB-RPS augmentent linéairement au cours des 14 jours d'incubation, augmentation d'autant plus forte que les membranes sont incubées dans une eau plus chargée en Atrazine (essais à 10, 100 et 500 ng/L). Il est donc possible de définir une concentration en atrazine dans le milieu, mais cette valeur est à prendre avec précaution du fait des différences de conditions entre laboratoire et terrain.

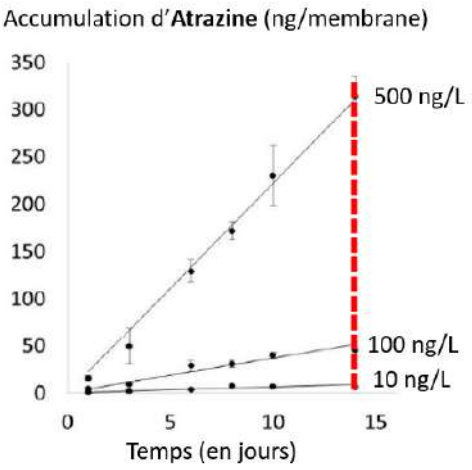


Fig. 32. Expérience d'accumulation d'Atrazine sur des chemcatchers. Durée d'incubation maximale de 15 jours, pour 3 concentrations d'Atrazine (Pinasseau et al. 2020 dans Talanta).

Même s'il est difficile d'avoir une évaluation précise des concentrations, les quantités de contaminants retrouvés sur les membranes incubées sur sites permettent des comparaisons entre zones de la nappe impactées ou non par l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial. Ainsi, quatre bassins d'infiltration d'eau pluviales ont été suivis à l'aide de ces chemcatchers contenant des membranes Empore ™ SDB-RPS et ont permis de mesurer les concentrations de 17 xénobiotiques (pesticides et résidus médicamenteux) dans les piézomètres en amont (Référence) et en aval (Impacté) des bassins à trois campagnes.

Des dynamiques très différentes ont été observées en fonction des bassins et des contaminants. Toutefois, des composés se sont avérés avoir la même dynamique sur 4 bassins lors de trois campagnes :

- les teneurs en atrazine, diethyl atrazine et simazine diminuent du piézomètre de référence au piézomètre impacté, indiquant une dilution par les eaux pluviales de ces polluants historiques, encore présents dans la nappe en amont des bassins (Atrazine et Simazine sont interdits depuis 2003 par l'Union Européenne).
- les teneurs en trois résidus médicamenteux (carbendazim, lamotrigine et fluopyram) et en diuron augmentent entre le piézomètre de référence en amont et le piézomètre impacté en aval lors de pluies (comme illustré en Fig. 34 sur le bassin de Chemin de Feyzin à Mions). Les apports d'eau pluviale ayant ruisselée sur les sols urbains, ainsi que des apports d'eau usée par surverse de réseaux (DO), semblent apporter ces xénobiotiques à la nappe.

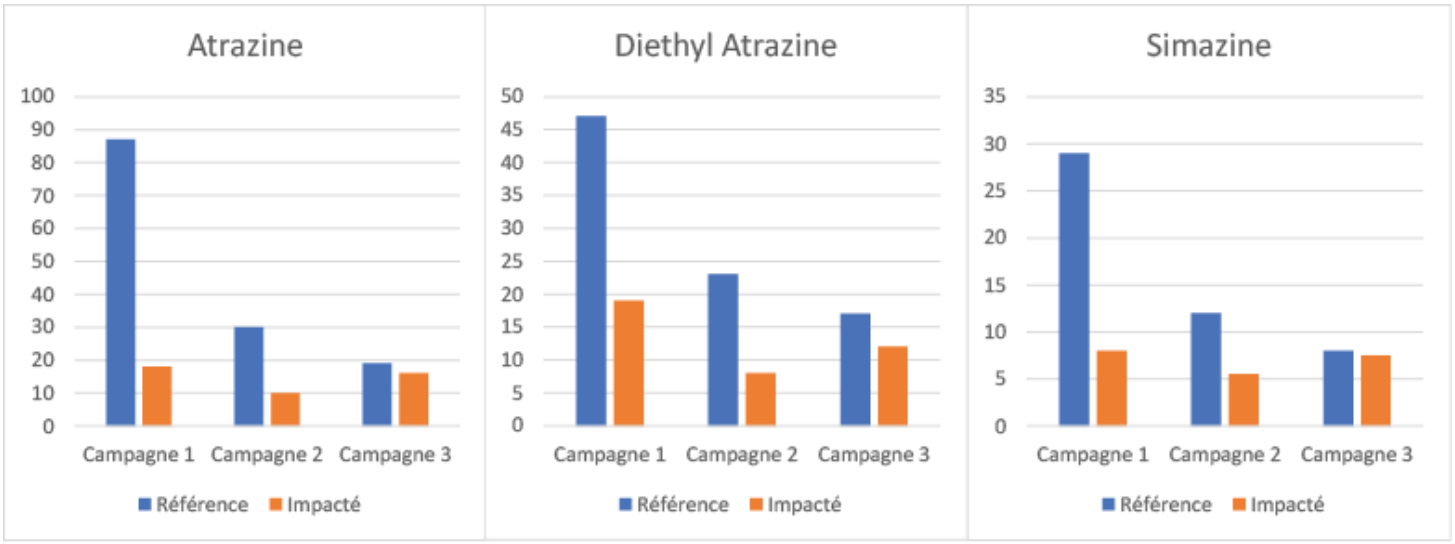


Fig. 33. Concentrations (ng accumulés par chemcatcher sur 10 jours) en atrazine, diethyl atrazine et simazine dans les piézomètres situés en amont (référence) et en aval (impacté) du bassin de Django-Reinhardt (Pinasseau et al. 2020 dans Environmental Pollution).

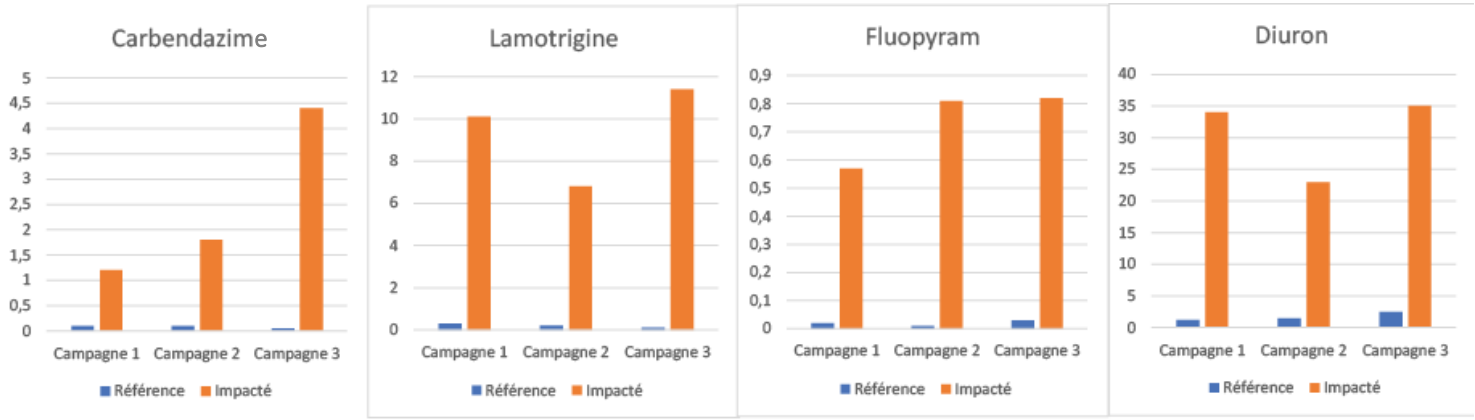


Fig. 34. Concentrations (ng accumulés par chemcatcher sur 10 jours) en trois résidus médicamenteux (Carbendazim, Lamotrigine et Fluopyran) et un herbicide (le Diuron) dans les piézomètres situés en amont (référence) et en aval (impacté) du bassin de Chemin de Feyzin (Pinasseau et al. 2020 dans Environmental Pollution).



A RETENIR

Comprendre les effets des apports de nutriments ou de polluants sur la nappe nécessite de différencier les effets de dilution des effets de biodégradation.

Comment étudier la diversité microbienne dans la nappe ?

L'étude des communautés microbiennes des eaux souterraines peut suivre là encore deux stratégies complémentaires : échantillonnage ponctuel de l'eau par pompage et utilisation de systèmes d'accumulation de micro-organismes sur des supports inertes.

Ces accumulateurs de micro-organismes, appelés Germcatchers, sont constitués d'un sac en grille plastique très ajourée pour de bons échanges avec l'eau du piézomètre. Ces sacs sont remplis de billes. Plusieurs supports (verre, gravier, argile) et plusieurs tailles de billes (4, 6, 8 et 10 mm) ont été testés.

Les **billes d'argile de 8 mm de diamètre**, incubées durant un mois, se sont révélées les plus efficaces pour mesurer la croissance des biofilms et leur diversité.

Les systèmes d'accumulation donnent en fait une image plus réaliste de la communauté microbienne que les micro-organismes présents dans les eaux, car la majorité des bactéries dans la nappe vivent fixées sur un support sous forme de biofilm.



Fig. 35. Germcatcher
© Photos Lehna E3S

ZOOM 1 | Décrire le fonctionnement de la communauté microbienne

Les biofilms récoltés sur les Germcatchers peuvent tout d'abord nous renseigner sur le fonctionnement biogéochimique et le niveau « trophique » de la nappe.

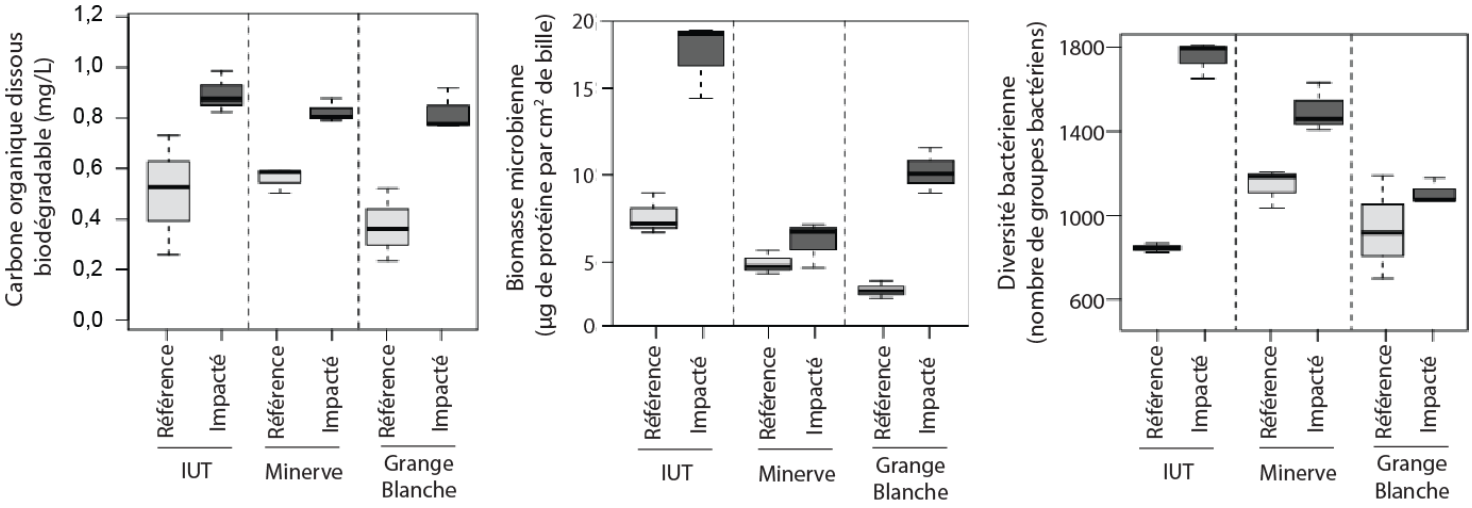


Fig. 36. Teneurs moyennes en carbone organique dissous, biomasse et diversité microbiennes en amont (référence) et en aval (impacté) de trois bassins d'infiltration d'eau pluviale de la Métropole de Lyon (Voisin et al. 2020 dans Environmental Science and Pollution Research)

L'étude de trois bassin d'infiltration d'eau pluviale (Campus de la Doua IUT à Villeurbanne, Minerve à Saint Priest et Grange Blanche à Corbas, Fig. 36) a montré un enrichissement de la nappe en carbone organique dissous par l'infiltration d'eau de ruissellement pluvial. Celle-ci s'accompagne d'une stimulation de la croissance microbienne (biomasses et activités microbiennes plus élevées) et d'une augmentation de la diversité bactérienne des biofilms. Ces mesures permettent d'évaluer l'état trophique de la nappe et l'apport de matière organique provenant de la surface.

ZOOM 2 | Décrire la composition de la communauté microbienne

Les communautés microbiennes collectées dans l'eau souterraine des piézomètres et celles fixées par les Germcatchers peuvent être aussi étudiées du point de vue de leur composition à l'aide de techniques de séquençage des gènes codant pour l'ARN 16S :

- Le **nombre total de taxons** isolés par séquençage donne une idée assez précise de la biodiversité microbienne, qui est toujours plus forte à aval des bassins, comme le montre bien la diversité microbienne présentée en Fig. 36.
- Certains **groupes phylogénétiques** sont plus diversifiés en aval de bassin (par exemple les Bacteroidetes, Flavobacteriales en jaune sur la Fig. 37) alors que d'autres sont plus présents en amont, hors de l'influence des eaux pluviales (par exemple les Proteobacteria, Pseudomonadales en bleu foncé sur la Fig. 37).

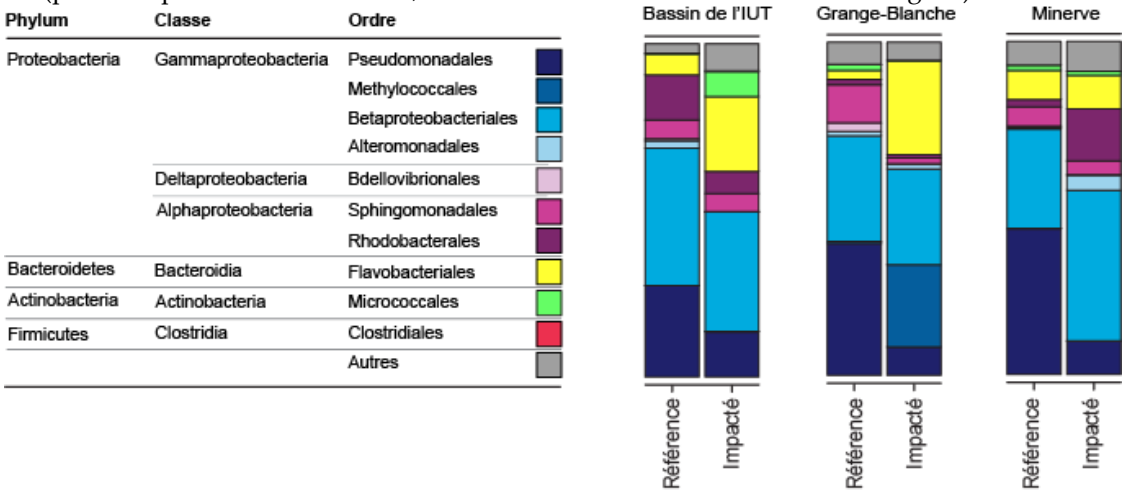


Fig. 37. Composition des communautés microbiennes en amont (référence) et en aval (impacté) de trois sites d'infiltration de l'Est Lyonnais. Les différents taxons sont représentés en % du nombre de séquences (Lebon et al. 2021 dans Science of the Total Environment).

Bien évidemment, les analyses génétiques permettent d'aller plus loin et, par l'utilisation de marqueurs ciblés, de documenter la présence et l'abondance d'espèces bactériennes qui sont potentiellement des pathogènes opportunistes de l'environnement (comme certaines Pseudomonas, Aeromonas, Mycobacterium ou des Legionella, pour les plus connues).

Enfin, l'analyse de la structure des communautés bactériennes permet d'avoir des indicateurs de transferts de microorganismes de la surface vers la nappe, un élément essentiel pour la gestion des eaux pluviales. Le simple pourcentage de similarité des communautés bactériennes entre les eaux de ruissellement et les eaux de nappe (Fig. 38) permet de quantifier le transfert des bactéries entre la surface et le système souterrain.

En comparant cet indice de similarité dans 5 bassins d'infiltration d'eau pluviale de la Métropole de Lyon, nous avons démontré que le transfert de bactéries de la surface vers la nappe (donc leur similarité) dépend du temps de transit des eaux : plus celui-ci est long plus les communautés sont différentes. Ainsi, la capacité de rétention des bactéries par le sol et la zone non saturée augmente avec le temps de transit de l'eau dans ces deux compartiments.

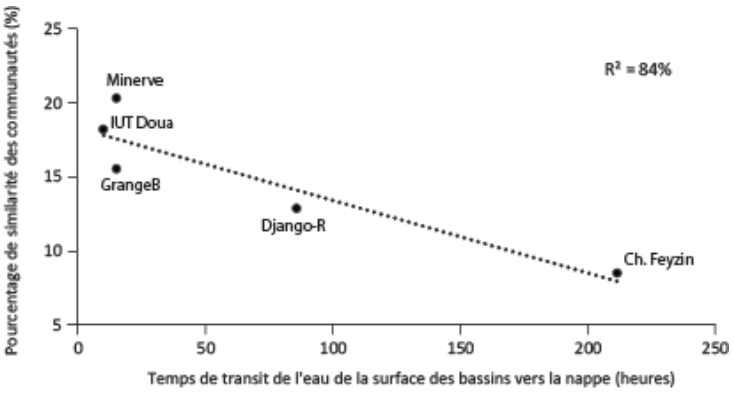


Fig. 38. Relation entre le temps de transit de l'eau de la surface des bassins vers la nappe et le pourcentage de similarité des communautés bactériennes entre les eaux de ruissellement et la nappe à l'aval de 5 bassins (issu des données présentées dans Voisin et al. 2018 dans STOTEN).

A RETENIR

L'échantillonnage des communautés microbiennes dans la nappe peut se faire ponctuellement en pompant de l'eau ou de manière intégrée grâce à des substrats permettant la fixation des bactéries : ils constituent des accumulateurs de microorganismes. Ces « germcatchers » peuvent renseigner sur l'état trophique de la nappe, sur les souches microbiennes présentes et sur le fonctionnement du système d'infiltration.



MESSAGES

CLES - A RETENIR

► L'importance de la **taille du bassin de collecte** : plus la surface drainée est grande, plus les quantités d'eau et de contaminants infiltrés ponctuellement sont importantes, ce qui confirme l'intérêt des solutions de gestion à la source pour limiter la contamination des nappes;

► L'importance de l'**épaisseur de la zone non-saturée (ZNS)** : plus la ZNS est épaisse, plus le transfert des contaminants et des micro-organismes dont certains pathogènes vers la nappe est long et moins la nappe sera impactée. Le temps de transfert dépend du type de sol et de la présence potentielle d'écoulement préférentiels;

► L'intérêt du **couple substrat/végétal en surface** des ouvrages de gestion des eaux pluviales, qui joue un rôle optimisé de barrière physique et hydraulique ;
Ainsi, un sol végétalisé et une ZNS d'une épaisseur suffisante permettent efficacement de limiter l'impact de l'infiltration sur la nappe en favorisant le piégeage des HAPs et métaux lourds ;

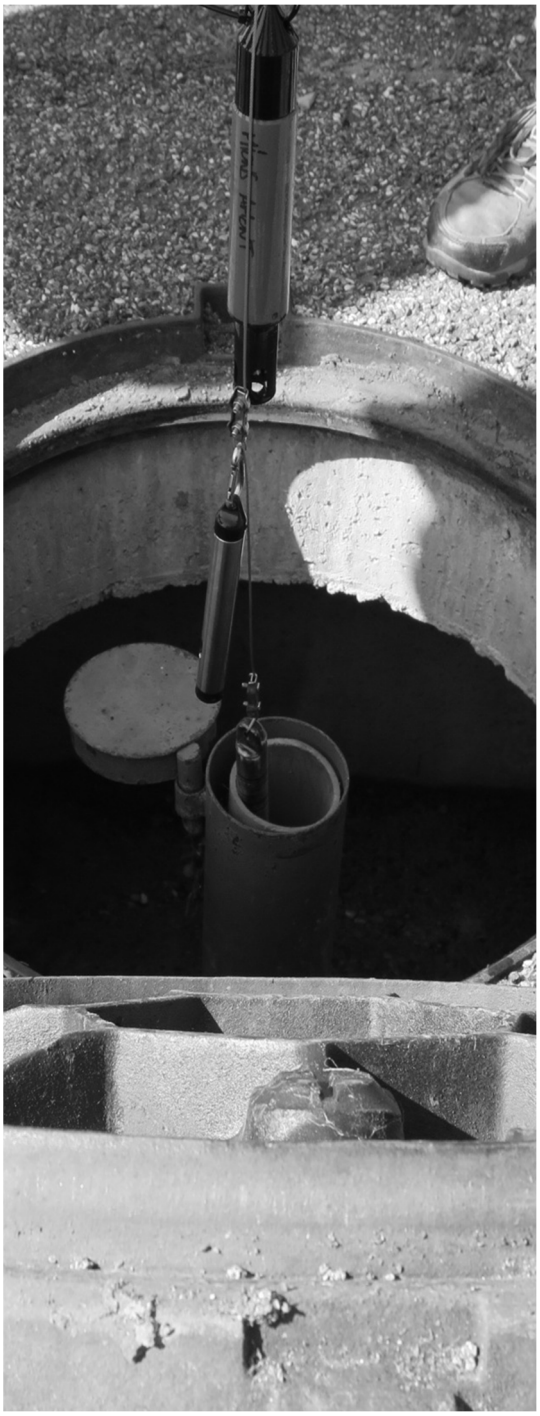
► **La conductivité électrique et la température** sont des indicateurs simples et efficaces pour quantifier l'apport d'eau pluviale dans la nappe ;

► La mesure (ponctuelle ou continue) des **teneurs en oxygène dissous** dans la nappe, est un indicateur pertinent sur les apports de matière organique à travers la ZNS et sur le vieillissement écologique des bassins

► des **outils d'hydrogéologie, de géophysique et de modélisation** des écoulements peuvent permettre une **localisation optimale des lieux de prelévements et de suivi** pour étudier l'impact d'un ouvrage sur la nappe (localisation des piezomètres).

► les **outils de suivi intégratifs** permettent de minimiser les variations de mesures ponctuelles et sont donc des **outils prometteurs** pour l'evaluation de la qualité des nappes (germcatchers et chemcatchers)

► Les **eaux pluviales peuvent parfois être moins contaminées que la nappe** elle-même ; l'infiltration constitue alors une bonne solution pour recharger la nappe et en améliorer la qualité



REDACTION :
Pierre Marmonier , UCBL LEHNA E3S
Florian Mermillod Blondin , UCBL LEHNA E3S
Laëtitia Bacot , Graie - OTHU

CONTRIBUTEURS :
UGA, IGE (Laurent Oxarango, Tidjani Bahar Bahar, Yvan Rossier)
UCBL ISA (Laure Wiest, Lucie Pinasseau, Emmanuelle Vuillet)
VetagroSup-UCBL LEM (Benoit Cournoyer, Yannick Colin, Adrien Meynier Pozzi, Laurence Marjolet)
UCBL-ENTPE LEHNA (Thierry Winiarski, Simon Navel, Yohan Lebon, Jérémy Voisin, Félix Vallier, Ludovic Guillard, Antonin Vienney, Laurence Volatier, Clémentine François, Florian Malard)
UGA, LECA (Arnault Foulquier)

© photos : OTHU , GRAIE , UCBL , PIXABAY

Equipes membres de L'Anr Frog :

Avec le soutien de :

Ce travail a été réalisé grace au Projet ANR FROG (ANR-16-CE32-0006) au sein de l'OTHU, en appui sur la ZABR, l'EUR H2O'Lyon (ANR-17-EURE-0018), l'EUL Ecole Urbaine de Lyon de l'Université de Lyon (UdL).

