



APPEL À PROJETS RECHERCHE

REGION DES PAYS DE LA LOIRE

POLESUR

POLLution des Eaux et des Sols en milieu Urbain

2008-2012

Coordination
GER - Ifsttar Site de Nantes
Route de Bouaye CS4 44344 Bouguenais
Tél 02 40 84 56 87 – beatrice.bechet@ifsttar.fr

Etablissement gestionnaire du projet : Ifsttar

Rapport final
30 juin 2012

1. Identification du projet

Acronyme du projet	POLESUR
Titre du projet	Pollution des eaux et des sols en milieu urbain
Coordinateur du projet (société/organisme)	Mme Béatrice Béchet - Ifsttar Site de Nantes
Période du projet (date de début – date de fin)	28 février 2008 – 30 juin 2012
Site web du projet, le cas échéant	Archives du projet sous www.irstv.fr

Rédacteurs de ce rapport – Tous les partenaires du programme ont contribué à ce rapport, sous la direction de B. Béchet	
Civilité, prénom, nom	Madame Béatrice Béchet
Téléphone	02 40 84 56 87
Adresse électronique	Beatrice.bechet@ifsttar.fr
Date de rédaction	30 juin 2012

Liste des partenaires présents à la fin du projet (société/organisme et responsable scientifique)	<p>Service géologique régional des Pays-de-la-Loire, BRGM, 1 rue des Saumonières, BP 92342, 44323 NANTES cedex 3 <i>Cécile LE GUERN</i></p> <p>Département CAPE, CSTB, Etablissement de Nantes, 11 rue Henri Picherit, BP 82341, 44323 Nantes cedex 3 <i>Abdel LAKEL</i></p> <p>GeM (Institut de Recherche en Génie Civil et Mécanique), Ecole Centrale de Nantes (UMR CNRS 6183), 1 rue de la Noë, BP 92101, 44321 Nantes cedex 3 <i>Nadia SAIYOURI</i></p> <p>GEPEA (Laboratoire de génie des procédés, environnement, agroalimentaire), Ecole des Mines de Nantes, 4 rue Alfred Kastler, 44307 NANTES cedex 3 <i>Yves ANDRES</i></p> <p>EPHOR (Laboratoire « Environnement Physique de la plante Horticole », UP MA), Agrocampus Ouest - Centre d'Angers, 2 rue Le Nôtre, 49045 ANGERS Cedex <i>Sylvain CHARPENTIER</i></p> <p>Département Géotechnique, Eau et Risques, IFSTTAR (ex LCPC) – Site de Nantes - Route de Bouaye CS4, 44344 BOUGUENAIS <i>Béatrice BECHET</i></p> <p>LPGN (Laboratoire de Planétologie et Géodynamique de Nantes), Université de Nantes, Faculté des sciences, 2 rue de la Houssinière, BP 92208, 44322 Nantes Cedex 3 <i>Anne GAUDIN</i></p>
---	--

Le sol en milieu urbain : une ressource naturelle à préserver

L'extension des agglomérations, devenue très rapide au cours des dernières décennies, a d'importantes conséquences en termes de consommation d'espace, d'énergie, de pollution de l'eau, de l'air et des sols. Afin de maintenir la qualité de vie des citoyens, les collectivités prennent des mesures de protection de la qualité de l'air et de l'eau. La qualité du sol, quant à elle, n'est généralement prise en considération que lorsqu'une ancienne activité industrielle ou artisanale a conduit à une contamination d'un site, que la collectivité souhaiterait urbaniser. Cependant, le risque sanitaire, lié à la contamination potentielle de la ressource en eau ou à la culture en jardins associatifs ou privatifs, qui se développe de plus en plus, conduit aujourd'hui les collectivités à s'interroger également sur la qualité des sols. On constate alors que les sols urbains sont très complexes et encore peu étudiés. La connaissance et la protection des sols en milieu urbain appellent donc une approche scientifique et technique pluridisciplinaire.

Le programme POLESUR (2008- 2012) : un groupement de recherche sur les sols urbains en région des Pays de Loire

Face aux préoccupations émergentes des collectivités sur la gestion des sols à l'échelle de la ville, la Région des Pays de Loire a décidé en 2008 de soutenir financièrement le programme de recherche **POLESUR (Pollution des Eaux et des Sols en milieu Urbain)**, sur la thématique « Ville et territoire » du Schéma Régional de la Recherche. Porté par le premier consortium des Pays de Loire sur les sols urbains (Ifsttar, BRGM, Ecole Centrale, Ecole des Mines, Université de Nantes, CSTB, Agrocampus Ouest Angers), ce programme, d'une durée de 4 ans, s'est conclu par un séminaire de valorisation les 7 et 8 décembre 2011.

La gestion des eaux pluviales et des friches urbaines : les deux axes de recherche appliquée du programme POLESUR

La gestion des eaux pluviales

- Les sites d'étude : deux bassins de rétention-infiltration des eaux pluviales routières: un bassin de recueil des eaux du pont de Cheviré (exploitant DIR Ouest) et un des bassins qui collectent les eaux de l'autoroute A11 au nord de Nantes (exploitant Cofiroute)
- Les enjeux de connaissances : comment se répartissent les polluants, produits par les véhicules et les infrastructures routières, dans la couche de sédiment qui se forme à partir des poussières de chaussée, au fond des bassins de collecte des eaux routières? Comment ce sédiment influe-t-il sur l'infiltration de l'eau dans le sol ?
- Application opérationnelle : un procédé de traitement de la pollution des eaux par marais flottant (rétention de la pollution par des plantes implantées sur un radeau)

Impact environnemental d'une friche urbaine

- Le site d'étude : l'ancienne décharge de déchets ménagers et industriels de la Prairie de Mauves, à l'est de Nantes (exploitant Nantes Métropole)
- Les enjeux de connaissances : quelle est la qualité de l'eau souterraine sous la décharge ? Existe-t-il une relation entre la contamination des déchets enfouis et la qualité de l'eau de la nappe alluviale de la Loire ? A-t-on les modèles adaptés pour décrire la migration de la pollution ?
- Application opérationnelle : production d'un modèle pour simuler la migration de polluants et évaluer le risque d'extension du panache de pollution

Les sols urbains : un axe de recherche intégré dans l'Institut de Recherche en Sciences et Techniques de la Ville (IRSTV)

Le programme POLESUR a permis de former à la recherche 4 étudiants, dont deux ont trouvé un emploi en moins de 4 mois. Les sites expérimentaux ont enrichi les cours de niveau master donnés par les partenaires à l'université (visite de sites, projets d'étudiants en relation avec les sites). Le groupement de recherche a dorénavant rejoint l'Institut de Recherche des Sciences et Techniques de la Ville (Nantes) pour poursuivre ses travaux de recherche à visée opérationnelle sur la gestion des sols urbains.

Site internet : www.irstv.fr/ - Projet de recherche fédératif « Sols urbains »

3. Rappel succinct du contexte et des objectifs du projet

Contexte

Face à l'extension des agglomérations et à la demande sociale en faveur de la qualité du cadre de vie, la préservation des sols est devenue une priorité au niveau national et européen (proposition de directive cadre sur les sols en 2006). Cette préservation passe pour les collectivités, par une limitation de la disparition de sites vierges et de ce fait, par une **gestion de zones potentiellement contaminées**. Dans les territoires urbanisés, la dégradation de la qualité des sols et des ressources en eau peut avoir de nombreuses origines : zones contaminées par des activités artisanales ou industrielles, utilisation de sous-produits industriels en remblai, pratiques d'infiltration des eaux pluviales urbaines...

L'intérêt des collectivités se situe prioritairement au niveau des **répercussions potentielles de la pollution des sols sur la santé humaine**, par le biais des usages de l'eau (production d'eau potable à partir de ressources contaminées, activités récréatives...) et des sols (construction d'espaces publics sur des terrains pollués, productions potagères dans les jardins associatifs...). De plus, les collectivités doivent faire face à des problèmes de gestion de sites circonscrits à l'échelle de parcelles, comme lors de la reconquête de zones urbanisables avec des risques liés à l'historique des sites, mais également à des questions de gestion de la pollution à **l'échelle du bassin versant urbain ou de la ville**. Actuellement, les collectivités disposent d'outils d'évaluation des risques à l'échelle des sites qui peuvent être utilisés dans les projets d'aménagement urbain. Cependant, ces outils ont des limitations très fortes, d'une part vis-à-vis des spécificités des sols urbains (complexité structurale, hétérogénéité chimique, physique, spéciation des polluants...) qui ne sont pas prises en compte et d'autre part, vis-à-vis de l'échelle d'analyse des situations réduite à un ensemble de parcelles, l'échelle du quartier ou du bassin versant, n'étant généralement pas intégrée.

Objectifs du projet POLESUR

Dans ce contexte, un **consortium de sept équipes de recherche d'établissements publics de Nantes et Angers** a proposé, en 2007, en réponse à l'Appel à Projets Recherche de la région des Pays de la Loire un programme de recherche intitulé **POLESUR** sur la **POLLution des Eaux et des Sols en milieu URbain**. Les domaines d'application du projet sont **la gestion des eaux pluviales par infiltration et l'impact des friches urbaines à contamination mixte sur la qualité des eaux souterraines**.

Trois **objectifs scientifiques** ont été définis dans le programme POLESUR d'une durée de quatre ans (2008-2011). Le premier objectif concerne les **spécificités des sols urbains et leur influence sur les transferts de polluants**. Il s'agit d'étudier comment la nature mixte des matières organiques (naturelle et anthropique) modifie les propriétés des sols et d'évaluer l'incidence sur le transfert des pollutions inorganiques et organiques en termes hydrodynamique et chimique. Les besoins d'amélioration des outils d'évaluation des risques ayant été soulignés, le deuxième objectif du programme POLESUR est donc de contribuer à l'élaboration **de modèles de transfert de polluants** qui tiennent compte des **spécificités physiques et chimiques** (hétérogénéité, variabilité) des sols urbains. De nombreux modèles ont en effet été développés depuis une trentaine d'années pour décrire la migration de polluants miscibles ou immiscibles mais la description des polluants à spéciation complexe tels que ceux des sols urbains, présents par exemple en solution mais également en association avec des particules très fines (de l'ordre du micromètre) nécessite encore de nombreux efforts de recherche. Enfin un troisième objectif plus appliqué a été défini. Il s'agit d'une part, de contribuer à l'évaluation de procédés de traitement des eaux résiduaires urbaines. D'autre part, la modélisation de l'impact d'une source de pollution mixte, sur la qualité des eaux souterraines, sera développée par une approche multi-échelle, intégrant l'échelle du bassin versant urbain. Les résultats acquis devraient ainsi amener des éléments **d'évaluation de solutions de gestion** par techniques alternatives des eaux pluviales. Une méthodologie d'étude de **l'impact environnemental** d'une source souterraine de pollution non contrôlée devrait également être proposée.

4. Bilan de la mise en œuvre du projet : dates clés, gouvernance et animation, implication des partenaires, acquisition d'équipements lourds, éventuels décalages avec le projet initial...

Un chronogramme en fin de partie présente de façon synthétique le bilan du programme. Quelques détails sont donnés ci-dessous.

Déroulement du projet POLESUR

D'un point de vue administratif, le programme POLESUR a débuté le 28 février 2008 pour se terminer le 30 juin 2012 (avenant de 6 mois complémentaires aux 42 mois initiaux). Mais d'un point de vue scientifique les partenaires ont commencé à travailler ensemble à partir du 12 juillet 2007, date de la première réunion suite à l'acceptation du projet.

La mise en œuvre du programme s'est traduit dans un premier temps par un travail collectif d'inventaire et de sélection de sites expérimentaux, représentatifs en région nantaise, des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales et de zones contaminées par des activités industrielles passées ou actuelles.

En ce qui concerne les techniques alternatives, une sélection d'ouvrages de type bassin de rétention-infiltration des eaux a été effectuée sur la base de données disponibles au sein de l'Ifsttar (ex LCPC) (ex. rapport de Rouaud et Biczysko, 2007). Une campagne préliminaire de prélèvements d'eaux, de sédiments/sols et de plantes dans les bassins de collecte d'eaux de ruissellement sélectionnés le 20 octobre 2008 a permis de retenir deux bassins : Chevire et Boisbonne. Une collaboration a été engagée sur la durée du programme avec la DIR Ouest et Cofiroute pour l'accès aux sites.

La sélection du site de type industriel a été plus difficile. Le BRGM a réalisé un inventaire des sites potentiels sur la base de leurs données internes (rapport BRGM 57617-FR). Deux sites ont été sélectionnés, un en activité et un en cessation d'activité et l'accès a été sollicité auprès des sociétés début 2009. Le consortium a essuyé un refus dans les deux cas. Parallèlement à ce travail, une démarche avait été entreprise auprès de Nantes Métropole et le site de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves avait été proposé au consortium Polesur. Malgré la complexité du site et face aux refus des sociétés privés de mettre leurs sites à la disposition du consortium, le choix de la décharge a été entériné en septembre 2009.

Des synthèses bibliographiques ont également été réalisées également au cours des années 2008 et 2009, portant par exemple sur la spécificité des systèmes urbains ou la modélisation du transfert de polluant en milieu urbain (ex. rapport BRGM 57617-FR).

Afin de renforcer les moyens humains pour mettre en œuvre le programme de recherche, le consortium avait obtenu de la région Pays de Loire le financement de deux allocations de recherche sous forme de bourse de doctorat. Lors de la réunion de juillet 2007, les partenaires du projet ont décidé de solliciter leurs organismes propres pour obtenir des demi-financements et pouvoir ainsi doubler la capacité d'accueil de doctorants dans le cadre du programme. Trois doctorants ont ainsi commencé leurs travaux à partir d'octobre 2008, la dernière thèse ayant commencé avec un an de décalage nécessaire à la préparation du sujet (octobre 2009). En cours de programme, deux autres personnes sont venues ajouter au personnel non permanent, un doctorant recruté par l'Ifsttar en octobre 2009 et une étudiante, recrutée au CSTB en master 2 puis en thèse en octobre 2010. Le programme POLESUR a ainsi pu bénéficier d'un appui en personnel dédié très important. Des comités de pilotage des thèses ont été mis en place au sein du consortium pour assurer le suivi des travaux et permettre aux doctorants de bénéficier au mieux des compétences des partenaires. Ce point étant primordial pour assurer les échanges entre les différentes équipes et valoriser la mise en place du consortium. En pratique, trois des thèses co-financées par la Région et les organismes ont porté sur la gestion des eaux pluviales, la dernière étant plus théorique et traitant de la modélisation du transfert de polluants en milieu complexe. En plus des comités de suivi faisant appel à différents partenaires, des campagnes terrain et de l'expérimentation de laboratoire ont permis des échanges en terme de méthodologie, de matériels et d'analyses physico-chimiques.

En particulier, une grande campagne d'essais de caractérisation et de prélèvements à la pelleuse dans le massif de déchets de la décharge a eu lieu sur 5 jours en mars 2010. Vingt personnes ont été mobilisées pour des essais de carottage et le creusement de 7 fosses. Une autre action importante de terrain a été menée par le GEPEA. Elle a consisté en l'implantation sur le bassin de rétention-infiltration des eaux de Boisbonne d'un marais flottant, support de plantes aquatiques afin de tester leur capacité de dépollution des eaux. Le suivi a duré pendant 1 an (2010-2011) et se poursuit actuellement.

Trois des thèses ont été soutenues entre octobre et décembre 2011. La dernière soutenance est prévue le 29 novembre 2012. Deux journées de restitution, les 7 et 8 décembre 2011, ont clôturé le programme POLESUR et permis la diffusion des connaissances acquises auprès de 60 personnes (membres de l'IRSTV, communauté scientifique et technique travaillant sur la thématique « sol urbain »). Un livret de recueil des résumés des exposés va être publié par l'Ifsttar courant 2012.



a)



b)

Campagne terrain sur la décharge de la Prairie de Mauves (mars 2010) : a) la fosse 4 creusée jusqu'à 5 m; b) l'installation de tri des macro-déchets et de tamisage des matériaux

Implication des partenaires

L'ensemble des partenaires a eu une implication très satisfaisante dans le programme POLESUR et les échanges productifs ont conduit le consortium à proposer une suite des travaux dans le cadre de l'IRSTV (cf détails dans la partie 8).

Cette implication s'est traduite par l'encadrement de thèses et de stages de master, la participation aux comités de suivi, des publications et des participations à des conférences communes, en complément des échanges scientifiques lors des réunions POLESUR et des échanges méthodologiques et expérimentaux évoqués ci-dessus. L'ensemble du travail fourni par le personnel dédié en relation avec le programme Polesur est explicité dans le tableau ci-dessous.

Gouvernance et animation

L'animation et la gouvernance du programme Polesur ont été assurées par i) la coordinatrice, Béatrice Béchet, secondée par Cécile Le Guern du BRGM, qui a pris en charge la coordination des travaux sur le site de la Prairie de Mauves (relation avec Nantes Métropole, installation de piézomètres, mesures in situ...), ii) par le comité de suivi constitué des responsables scientifiques de chaque organisme partenaire et du représentant de la Région Pays de Loire (Mme R. Tanguy).

Douze réunions d'une demi-journée ou d'une journée, à des intervalles de temps entre 2 et 7 mois, ont été organisées pour permettre le rendu de l'avancement des travaux et les échanges entre les équipes. Une réunion au moins a eu lieu chez chacun des partenaires pour visiter l'organisme et les laboratoires. Chaque réunion a donné lieu à un compte-rendu, accompagné des présentations effectuées en séance ou de tout autre document d'information. Un portail internet avait été créé au début du projet mais son manque de convivialité a fait que les échanges se sont réalisés par messagerie et dépôt de fichiers temporaires. Par contre, pour garder la mémoire du projet, une archive va être créée sur le site de l'IRSTV, dans le cadre du programme « Sols urbains ». Contrairement à l'engagement initial, il n'y a pas eu de rapport annuel, mais la coordinatrice a jugé, du fait des publications réalisées en cours de programme, que ce contrôle annuel de l'avancement des travaux n'était pas nécessaire.

La communication sur le programme de façon générale a été effectuée au niveau national lors des rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués, organisées par l'ADEME en octobre 2008 et au niveau international lors du congrès SUITMA (Soils in Urban Industrial, Traffic, Mining and Military Areas), à Marrakech en octobre 2011. A cela s'ajoutent les nombreuses communications effectuées sur chacun des sujets de doctorat en particulier (cf liste en annexe).

Tableau 1 : récapitulatif des équipements lourds acquis dans le cadre du projet

N.B Les dépenses d'équipement lourd sont sans objet pour le programme POLESUR

Nature de l'équipement lourd	Propriétaire / Emplacement	« Label » éventuel	Coût global	Conditions d'accès

5. Bilan financier et humain : dépenses réalisées, recrutements (cf. tableaux), cofinancements obtenus

Le tableau 2 récapitule les montants des dépenses de fonctionnement, qui ont été entièrement réalisées. La subvention totale de 300 000 euros accordée au programme se répartit globalement de la façon suivante : 53% en personnel (non permanent et permanent (BRGM, CSTB)) ; 34% en petit matériel et consommables ; 13% en missions/formation.

L'implication des partenaires a été scientifique et technique, mais aussi bien sûr financière. Concernant les allocations de recherche, quatre des partenaires Polesur (Ecole des Mines, Ecole Centrale, Agrocampus Ouest et Ifsttar) ont contribué financièrement à hauteur d'une demi-allocation de recherche. Les 4 recrutements de doctorants ont été effectués et trois des thèses (A. El Mufleh, S. Ladislav, T. Khalil) sont soutenues, la dernière soutenance (A. Coulon) étant prévue à l'automne 2012.

Des cofinancements ont été recherchés, en plus des fonds propres des partenaires, afin que les doctorants Polesur puissent mener à bien leurs travaux et pour augmenter le personnel dédié au programme (allocation de recherche, indemnités de stage). Ainsi, comme déjà évoqué dans le paragraphe ci-dessus, le programme POLESUR a pu bénéficier du rattachement des travaux de thèse de Yann LOTRAM (financement Ifsttar, sujet sur la décharge de la Prairie de Mauves) et de Khaoula MAHMOUD (master 2 puis thèse CSTB, sujet sur les techniques d'infiltration des eaux urbaines). En terme de cofinancement de matériel et de consommables, on notera par exemple, le cofinancement de 14 000 euros accordé par l'IRSTV dont ont pu bénéficier A. Coulon (Région/AgroCampus) et Y. Lotram (Ifsttar), ainsi que celui accordé par l'Ecole Centrale de Nantes pour les travaux de T. Khalil et l'équipement en piézomètres de la décharge de la Prairie de Mauves.

Tableau 2 : récapitulatif des dépenses réalisées, par partenaire, dans le cadre du projet

Laboratoire	Etablissement	Subvention prévue (INV.)	Subvention réalisée (INV.)	Subvention prévue (FONCT.)	Subvention réalisée (FONCT.)
SRG	BRGM			30 000	30 000 (100%)
CSTB	CSTB			30 000	30 000 (100%)
EPHOR	AgroCampus Ouest			10 850	10 850 (100%)
GeM	ECN			15 950	15 950 (100%)
GEPEA	EMN			15 950	15 950 (100%)
GER	IFSTTAR			24 150	24 150 (100%)
LPGN	Univ. Nantes			5 900	5 900 (100%)

N.B Les dépenses d'investissement sont sans objet pour le programme POLESUR

Tableau 3 : récapitulatif des recrutements réalisés dans le cadre du projet

Type de support	Nom du bénéficiaire	Date démarrage	Durée	Labo accueil 1	Labo accueil 2	Devenir professionnel
thèse	Anaïs COULON	1/10/2009	Soutenance prévue le 29 nov. 2012	EPHOR – AgroCampus Angers		Thèse en cours
thèse	Amelène EL MUFLEH	1/10/2008	36 mois Soutenance le 22 nov. 2011	GER – IFSTTAR		Congé maternité puis Concours poste ATER Univ. Poitiers en cours
thèse	Tony KHALIL	1/10/2008	36 mois Soutenance le 12 déc. 2011	GeM – ECN		Enseignant au Liban
thèse	Séverine LADISLAS	1/10/2008	36 mois Soutenance le 19 oct. 2011	GEPEA - EMN		Poste d'ingénieur territorial en Guadeloupe

N.B Les contrats post-doctoraux et CDD sont sans objet pour le programme POLESUR

6. Résultats scientifiques obtenus dans le projet – En annexe la liste des articles publiés (ou soumis)

Les résultats scientifiques du projet sont présentés en deux grands thèmes correspondant au formalisme défini pour le séminaire de restitution : 1) la gestion des eaux de ruissellement urbaines et 2) l'impact environnemental d'un site de stockage de déchets. Les sites expérimentaux choisis sont d'une part deux bassins de rétention-infiltration d'eaux de ruissellement du périphérique nantais (bassin de Cheviré et bassin de Boisbonne) et d'autre part une des deux anciennes décharges de déchets ménagers et industriels de la ville de Nantes (site de la Prairie de Mauves). Une dernière partie fait un retour sur les objectifs du programme listés au paragraphe 3 en relation avec les résultats obtenus.

1. **GESTION DES EAUX PLUVIALES URBAINES : AVANCEES DE LA RECHERCHE SUR LE FONCTIONNEMENT DES BASSINS DE RETENTION – INFILTRATION, TECHNIQUE ALTERNATIVE DE GESTION A LA SOURCE**

1.1 **Le questionnement issu de l'état de l'art**

Chaque année 119 000 km³ de précipitations sont enregistrés dans le monde, dont seulement 61% (72 000 km³) sont évaporés, laissant 47 000 km³ d'eau de pluie ruisselant à la surface des terres émergées (Sultsky et Yen, 1997). Parallèlement, l'émergence du monde urbain sans cesse croissante et l'augmentation de l'imperméabilisation des sols qui en résulte, impactent fortement le fonctionnement normal des bassins hydrographiques en limitant l'infiltration des eaux. Ces constats mettent en évidence une réelle problématique urbaine de gestion des eaux pluviales sur le plan quantitatif avec les risques d'inondation dus aux importants flux hydrauliques générés par temps de pluie, mais également sur le plan qualitatif avec les charges polluantes véhiculées par les eaux de ruissellement et déversées parfois sans traitement dans les milieux récepteurs. Ces impacts sont à l'origine d'une prise de conscience collective sur la nécessité de maîtriser les eaux pluviales urbaines.

En Europe où les précipitations annuelles atteignent 8330 km³/an, cette prise de conscience se traduit dans les textes réglementaires tout d'abord avec la Directive Européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, qui rend obligatoire le traitement des eaux de ruissellement collectées. La Loi sur l'Eau du 3 janvier 1992 institue une gestion équilibrée de la ressource en eau de manière à assurer entre autres la protection de toute pollution des eaux de surface et souterraines et la préservation des écosystèmes aquatiques. De même, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) du 23 octobre 2000 au travers de son article premier vise à établir un cadre pour la protection des eaux qui prévient toute dégradation supplémentaire, préserve et améliore l'état des écosystèmes aquatiques et contribue à atténuer les effets des inondations. Enfin, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006 vise à atteindre en 2015, l'objectif de « bon état écologique » des eaux, fixé par la Directive Cadre sur l'Eau. Elle prône la préservation des milieux aquatiques et une « gestion équilibrée et durable de la ressource en eau ».

En zone urbaine, cette gestion durable de l'eau vise trois objectifs : limiter les risques d'inondations, préserver la ressource en eau et les milieux naturels des risques de pollution, et intégrer la gestion des eaux pluviales dans l'aménagement. L'atteinte de ces objectifs passe par le développement de nouvelles techniques d'assainissement dites alternatives ou compensatoires (bassin de rétention-infiltration, fossé, noue, structure de stockage...). A l'inverse du schéma d'assainissement urbain traditionnel qui prévalait jusque dans les années 1990 et basé sur les réseaux de canalisation, ces techniques beaucoup plus douces, visent à se rapprocher le plus possible du cycle naturel de l'eau. En milieu urbain et en particulier en domaine routier, où le trafic automobile journalier constitue une source chronique d'émission de polluants et où l'implantation des canalisations peut s'avérer délicate, ces techniques trouvent tout leur intérêt. Elles assurent une double fonction : une fonction hydraulique de réduction des ruissellements et une fonction d'épuration de l'eau par décantation pour limiter les rejets directs de pollution dans les milieux récepteurs. Les bassins de rétention-infiltration font partie des techniques largement développées pour leur facilité de mise en œuvre et leurs coûts réduits de maintenance. Cependant, depuis l'émergence de ces ouvrages, des exemples de dysfonctionnements sont apparus : réduction de l'infiltration par colmatage du fond de bassin, taux d'épuration variable selon les niveaux de pollution dissoute, développement spontané de végétation créant un fonctionnement hydraulique non maîtrisé... Afin d'optimiser la gestion de ces ouvrages, des travaux de recherche ont donc été initiés et

développés depuis une vingtaine d'années, avec pour objectif une meilleure compréhension de leur fonctionnement au regard de leur évolution. Les études menées dans le cadre du projet POLESUR s'inscrivent dans la continuité des travaux en cours au niveau national et international, avec le bénéfice de la multidisciplinarité du consortium établi et visent à apporter des connaissances et des solutions sur des points spécifiques mis en exergue par l'analyse de la littérature.

Du fait de la forte charge polluante particulaire dans les eaux de ruissellement, une couche de sédiment caractérisé par une pollution multiple (métallique et organique) se constitue en fond de bassin. Ces sédiments sont formés d'un mélange complexe de matières organiques naturelles (végétales ou microbiennes) et anthropiques (produits dérivés du pétrole) (Badin et al. 2008; Durand 2005). Ils représentent un double enjeu environnemental et économique. D'une part, la charge polluante constitue un risque pour l'environnement proche des bassins de par la mobilisation potentielle des polluants. D'autre part, différents cas de dysfonctionnements hydrauliques ont conduit à mettre en évidence que la diminution du taux d'infiltration était en grande partie liée à un phénomène de colmatage du sol des bassins par les sédiments (Schuh, 1990 ; Barraud et al., 2002 ; Nogaro, 2007). Une première étude, dans le cadre de POLESUR, a permis de mettre en évidence l'action conjointe des particules fines ($< 2\mu\text{m}$) et des matières organiques (MO) sur les propriétés hydrodynamiques d'un bassin d'infiltration (Cannavo et al., 2010). Il a été observé que la conductivité hydraulique à saturation était inversement corrélée à la teneur en MO ; ceci étant lié à une diminution progressive de la taille des pores lorsque les teneurs en MO sont de plus en plus élevées. Ce constat, contraire aux observations faites sur la MO naturelle, interroge sur la faible capacité de structuration de ces MO. La question de la composition et de la capacité de biodégradation des ces MO en lien avec les propriétés d'infiltration est donc posée.

Afin de maintenir les fonctions hydrauliques et d'épuration des bassins, il est nécessaire d'effectuer des opérations de maintenance, telles que le curage des bassins. Bien qu'une estimation des volumes soit difficile à obtenir, les quantités déposées ou curées apparaissent très importantes avec près de 5 millions de tonnes de matières sèches à l'échelle du territoire français (Ruban et al., 2003). Il est donc indispensable de limiter les modes de traitement jusqu'ici largement utilisés, mise en décharge et épandage et de développer des techniques de traitement qui permettent une gestion optimisée de ces matériaux. Pour ce faire il est nécessaire d'améliorer les connaissances sur la spéciation des polluants au sein des sédiments. En effet, la répartition des polluants au sein des phases solides des sédiments est déterminante vis-à-vis : i) de leur transfert potentiel et de leur biodisponibilité et ii) du traitement et de la réutilisation de ces sédiments. Cette répartition est classiquement étudiée à l'aide de méthodes chimiques de type extractions séquentielles avec de fortes limitations en terme de définition des phases porteuses. Des travaux récents sur des sols pollués montrent l'intérêt du couplage de méthodes d'extraction et d'observations microscopiques. Un champ méthodologique nouveau apparaît donc à valider sur les produits de l'assainissement pluvial.

Enfin, il a été montré que, dans certaines conditions, le processus de décantation ne suffit pas à assurer un niveau d'épuration suffisant des eaux rejetées vers le milieu naturel. Certes efficace pour traiter la pollution particulaire des eaux, c'est-à-dire associée aux particules, cette technique a cependant démontré ses limites vis-à-vis de la pollution dissoute, en particulier métallique. Aussi, l'idée d'un traitement complémentaire basé sur l'utilisation de la rétention par des plantes de la pollution dissoute mérite d'être approfondie à l'image des systèmes de traitement des eaux usées.

En résumé, plusieurs questions se posent donc : 1) comment évaluer le risque de transfert potentiel de polluants vers les ressources en eau souterraines, à partir de la couche de sédiment ; 2) peut-on améliorer l'épuration des eaux avant leur rejet vers le milieu naturel ; 3) comment faut-il traiter les sédiments de bassin curés dans l'optique d'une réutilisation sans impact environnemental ? Des éléments de réponse ont été apportés par le programme POLESUR, en se basant pour l'acquisition de données et pour les solutions techniques sur deux sites expérimentaux situés sur le périphérique nantais. Les bassins de Cheviré et de Boisbonne sont deux bassins de rétention-infiltration d'eaux de ruissellement, qui présentent des caractéristiques géométriques et géologiques différentes. Les travaux détaillés ci-dessous ont porté sur la caractérisation de la pollution des sédiments, sur leurs propriétés de transfert et sur un procédé de traitement des eaux des bassins par marais flottant.

1.2 Caractéristiques générales et analyse des eaux et sédiments des bassins de Cheviré et de Boisbonne (thèses A. Coulon (AGROCAMPUS Ouest-Angers), A. El Mufleh (Ifsttar), S. Ladislav (Ecole des Mines))

Choix des bassins d'infiltration

Le choix des bassins d'infiltration a été effectué sur la base d'un inventaire des ouvrages d'infiltration sur Nantes Métropole réalisé en 2007 (Rouaud et Biczysko, 2007). Les critères de sélection des bassins d'infiltration sont: a) un flux routier important, b) une taille de bassin supérieure à 1 hectare, c) un sédiment ancien et non remanié. A cela s'ajoutent des critères d'autorisation d'accès aux sites par les exploitants et de sécurité des accès.

Une première sélection a conduit à 5 bassins d'infiltration. Des prélèvements d'eaux et de sédiments, suivis du dosage des polluants métalliques et organiques caractéristiques des eaux de ruissellement ont permis de choisir deux bassins représentatifs sur Nantes : le bassin de Cheviré collectant les eaux de la partie sud du plus grand pont du périphérique nantais et le bassin de Boisbonne recueillant une partie des eaux d'une des pénétrantes autoroutières de Nantes (A11) (Fig. 1.1). Un troisième bassin situé près de Lens (59), dans un contexte géologique de roches sédimentaires calcaires et sous influence industrielle forte, a été sélectionné à des fins de comparaison (notation G08).



Fig. 1.1 – Les deux bassins de rétention-infiltration : a) le bassin de Boisbonne infiltrant une partie des eaux de ruissellement le long de l'A11 ; b) le bassin de Cheviré suivi depuis 1993 par GER-Ifsttar

Description des bassins routiers péri-urbains

Les deux bassins nantais ont été mis en service en 1991, celui de Lens en 1970. Les surfaces drainées sont équivalentes pour les 3 bassins, mais la surface du bassin de Cheviré est 3 fois plus petite que celle des autres. Le trafic est proche de 90 000 véhicules /jour sur Cheviré et Lens, et 3 fois moindre sur Boisbonne. Ces bassins présentent des zones qui sont variablement inondées, à l'exception de la zone centrale de Boisbonne, toujours en eau. Le cheminement des eaux de ruissellement depuis la chaussée est différent selon le bassin. Les apports dans le bassin de Cheviré sont très directs depuis le pont (circulation par des caniveaux et canalisations en béton). Par contre pour Boisbonne, l'eau est acheminée par des fossés enherbés. Ce paramètre influe fortement sur la charge polluante qui parvient dans le bassin. L'autre caractéristique forte des bassins est la présence d'une végétation spontanée, allant de la strate herbacée aux arbres (saules sur Cheviré). Des plantes aquatiques sont également inventoriées dans la zone en eau du bassin de Boisbonne ; par exemple des macrophytes enracinées telles que *Oenanthe* sp., *Juncus* sp. et *Typha* sp., ou une plante flottante telle que *Callitriche* sp..

Les principales caractéristiques du bassin de Cheviré, le plus étudié dans le programme Polesur sont les suivantes :

il est installé dans la zone alluviale de la Loire et constitue le réceptacle des pluies reçues par la partie sud du pont (16000 m²). D'une surface de 780m², sa profondeur varie de 1,25 m près de l'arrivée d'eau à 1,75m au pied de la surverse (Fig. 1.2).

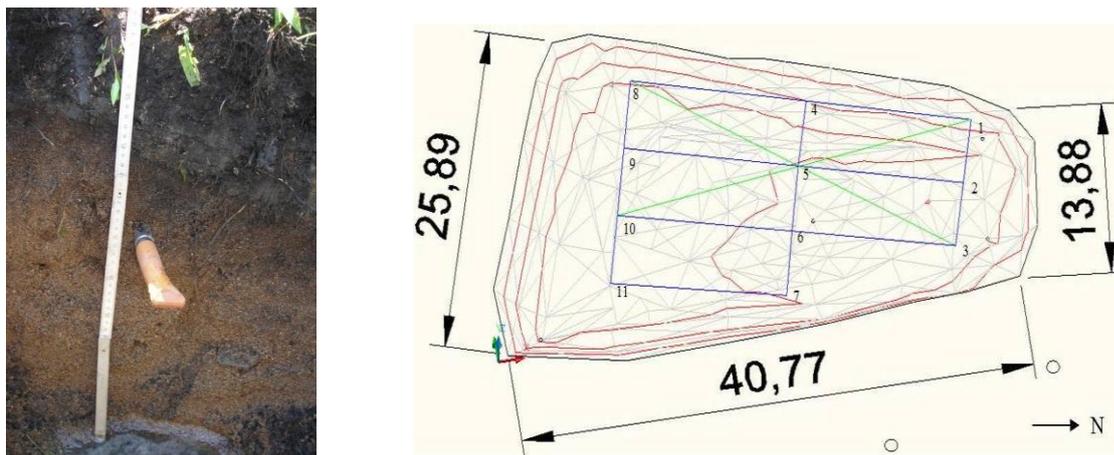


Fig. 1.2 – a) profil au point 11 b) relevés topographiques du bassin

Le fond du bassin est constitué des alluvions sableuses en place de la Loire, au dessus desquelles s'est déposé un sédiment constitué des apports exogènes et de la décomposition de la végétation spontanée, essentiellement des saules qui se sont installés au fil du temps. La hauteur du sédiment varie de quelques cm au niveau de la zone perturbée près de la buse d'arrivée d'eau à 30 cm aux endroits les plus profonds.

Caractérisation des eaux et des sédiments

Des échantillons d'eau et de sédiment prélevés au niveau des bassins ont été analysés pour déterminer leurs paramètres physico-chimiques globaux et leurs teneurs en métaux trace et polluants organiques.

Les valeurs obtenues pour les eaux, recueillies en entrée de bassin, ponctuellement dans le cadre de l'étude sont comparées à celles de deux études plus complètes sur des eaux de ruissellement, menées sur Nantes au niveau du pont de Cheviré et sur l'A11 au nord de Nantes (Legret et Pagotto, 1999 ; Durin, 2006). Les valeurs des paramètres globaux et les concentrations en micropolluants conduisent à qualifier les eaux comme étant de moyenne à mauvaise qualité (Tab.1.1). Les résultats sont dans la gamme des valeurs obtenues dans les études précédentes.

	pH	Cond ($\mu\text{S/cm}$)	MES (mg/L)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Ni ($\mu\text{g/L}$)	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Zn ($\mu\text{g/L}$)	Hc (mg/L)
Boisbonne (n = 2)	6,5 - 7	116 - 672	31,2	<l.q	2 - 7	0,9 - 11	0,4 - 2,7	342 - 460	n.d.
Cheviré (n = 1)	6,9	1298	91,4	0,7	152	10	14	536	n.d.
A11 ^a	7,3 (6,3-7,9)	1356 (60 - 17620)	71 (16 - 267)	1 (0,2 - 4,2)	45 (11 - 146)	n.d.	58 (14 - 188)	356 (104 - 1544)	1,2 (0,14 - 4,2)
Cheviré ^b	6,7 (6,2-7,1)	436 (177 - 748)	407 (3 - 1340)	0,8 (<l.q - 1,9)	341 (22 - 998)	16 (2 - 45)	72 (1 - 265)	1882 (225 - 3147)	n.d.
NQE				<0,08 - 1,5*		20	1,2		
SEQ	6 - 9	120 - 3000	25 - 35	0,01 - 0,09*	0,17 - 2,7*	2,5 - 12*	2,1 - 10*	2,3 - 14*	

^a Legret et Pagotto, 1999 ; ^b Durin, 2006 ; NQE : normes de qualité environnementale pour les eaux de surface – moyenne annuelle (* fonction de la teneur en carbonates de l'eau) ; SEQ = système d'évaluation de la qualité (2003) – valeur limite ou gamme de valeurs pour une eau de surface de bonne qualité apte à la biologie et aux usages liés à la santé
MES = matières en suspension ; Cond. = conductivité électrique
<l.q = inférieur à la limite de quantification ; n.d = non déterminé

Tab. 1.1 – Paramètres physico-chimiques et concentrations totales en éléments métalliques et en hydrocarbures des eaux de ruissellement en entrée des bassins nantais (Boisbonne, Cheviré) (moyenne et gamme de valeurs) – Comparaison avec des données de la littérature et les normes en vigueur

Les résultats pour le sédiment du bassin de Cheviré sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus lors d'études précédentes sur ce même bassin (Tab. 1.2) (Durand, 2003 ; Durin et al., 2007). Les teneurs en polluants sur Boisbonne sont plus faibles que sur les autres bassins du fait d'une épuration préalable de l'eau dans les fossés conduisant l'eau jusqu'au bassin. Malgré tout, les concentrations dans les sédiments sont au dessus des valeurs cibles standards de la norme hollandaise pour les sols pollués et au dessus des valeurs d'intervention pour le cuivre et le zinc sur Cheviré et G08.

(mg/kg)	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	HAP
Boisbonne	0,66 ±69%	50 ±6%	39 ±45%	49 ±45%	35 ±16%	250 ±80%	0,34 ±80%
Cheviré	1 ±34%	73 ±18%	303 ±26%	30 ±24%	210 ±61%	1409 ±35%	1,23 ±28%
G08	9 ±2%	118 ±8%	489 ±5%	54 ±2%	1132 ±7%	2566 ±2%	12 ±12%
Norme hollandaise (valeur cible – intervention)	0,8 - 12	100 - 380	36 - 190	35 - 210	85 - 530	140 - 720	10 - 40

Tab. 1.2 – Concentrations en éléments métalliques et en HAP dans les sédiments des bassins nantais (Boisbonne, Cheviré) et du bassin de Lens (G08) (moyenne et écart type sur chaque bassin)

Les analyses en DRX indiquent la présence de calcite dans les sédiments de G08 pouvant justifier le piégeage d'éléments métalliques tels que le cadmium, le plomb et le zinc. Elles confirment également la faible quantité d'argiles minéralogiques dans l'ensemble des matériaux. Des observations en microscopies optique et électronique (MEB associé à une microsonde analytique) permettent de souligner la présence de particules isolées et d'agrégats organo-minéraux dans les eaux en entrée de bassin et dans les sédiments (Fig.3). Les courbes granulométriques des sédiments sont bimodales, le premier pic centré sur 10 µm correspondant majoritairement aux particules isolées observées et le second centré sur 400 µm exprimant la présence des agrégats.

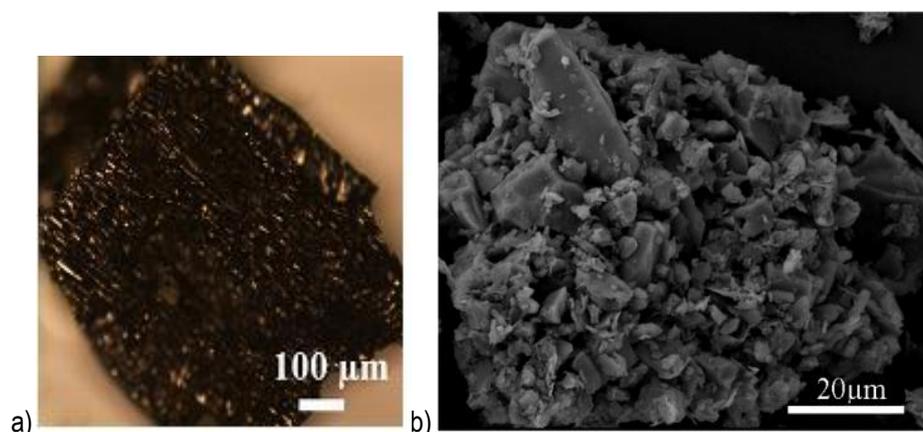


Fig. 1.3 – Observations en a) microscopie optique – particule organique présente dans l'eau d'entrée du bassin de Cheviré (fragment d'enrobé bitumineux ou de pneumatique) ; b) microscopie électronique à balayage – agrégat organo-minéral du sédiment de Cheviré

1.3 Etude de la répartition des micropolluants au sein des sédiments de bassin par méthodes chimiques et microanalyses (thèse A. El Mufleh (Ifsttar))

L'étude de la répartition des polluants (hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP et éléments trace métalliques – ETM) entre les différentes phases solides des sédiments des bassins de rétention - infiltration/rétention des eaux pluviales urbaines est motivée par la finalité suivante: la connaissance des concentrations et de la répartition des polluants doit permettre d'effectuer des traitements différenciés selon la nature des polluants majeurs. Il s'agissait donc de mettre en œuvre des techniques de fractionnement des phases porteuses des polluants et à partir des résultats de distribution des ETM et hydrocarbures de proposer une méthode de sélection de phases à éliminer du fait de leur charge polluante très importante.

Des méthodes de fractionnement de niveau de complexité varié couplées à de l'imagerie et de l'analyse

La méthodologie proposée est basée sur la comparaison de méthodes indirectes et directes, les extractions séquentielles et cinétiques d'une part et des fractionnements physiques et chimiques d'autre part (Fig. 1.4).

Dans les méthodes d'extraction chimique, le polluant est sorti de son contexte structural à l'aide d'extractants spécifiques de la nature du polluant ou de la phase solide ciblée. L'hypothèse d'association du polluant avec une phase solide précise est indirecte dans la mesure où l'analyse du polluant est réalisée dans la solution. Les extractions mises en œuvre pour les ETM sont i) un schéma d'extractions séquentielles par application d'extractants de force croissante (schéma du Bureau Communautaire de Référence (BCR)) et ii) un schéma d'extraction cinétique à l'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA). Ce réactif, non spécifique à une phase solide, est utilisé pour estimer les teneurs totales en ETM extractibles par les plantes. La facilité d'extraction va être estimée par la cinétique d'extraction et les polluants seront qualifiés de labiles, non labiles ou non extractibles.

Les extractants du schéma du BCR ont pour objectif de libérer progressivement les polluants métalliques des phases échangeables (argiles, matière organique) et facilement solubilisables (carbonates), des phases organiques, des oxydes métalliques et de la fraction résiduelle (phases bien cristallisées).

Les extractions séquentielles et cinétiques sont qualifiées de procédures opérationnelles, définies sur la base d'un protocole, avec des extractants spécifiques (Ure et al., 1993 ; Quevauviller et al., 1994). Elles permettent cependant d'évaluer la mobilité des polluants.

Les méthodes de fractionnement consistent, quant à elles, à séparer les phases solides en fonction de leurs propriétés physicochimiques (taille, densité, solubilité...) (Cornu et Clozel, 2000) (Fig. 1.4).

Deux fractionnements physiques sont appliqués sur les matériaux :

- un fractionnement granulométrique permet de séparer l'échantillon en fonction de la taille des particules qui le composent ; il s'effectue après application d'une période de 9 minutes de sonification pour désagréger le matériau ;
- le fractionnement densimétrique est mis en œuvre par utilisation de solutions de polytungstate de sodium, préparées de façon à obtenir 4 solutions de densité croissante (1,9 ; 2,3 ; 2,6 ; 2,8). Le schéma en série de mélange du polytungstate avec le sédiment conduit à une séparation en 5 fractions de nature minéralogique différente ($x < 1,9$; $1,9 < x < 2,3$; $2,3 < x < 2,6$; $2,6 < x < 2,8$; $x > 2,8$).

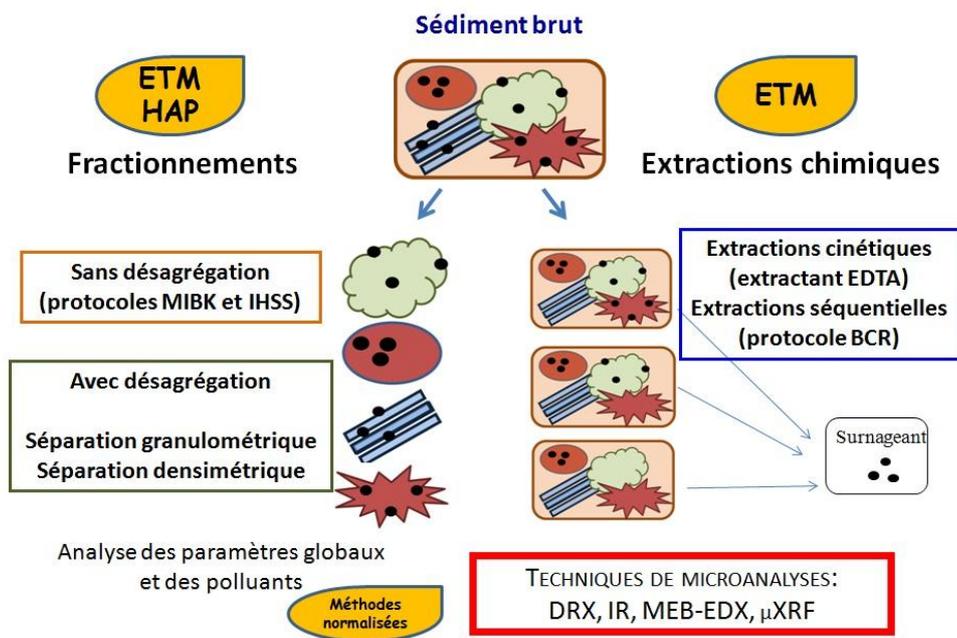


Fig.1.4 – Schéma de la méthodologie d'étude de la répartition des polluants métalliques et organiques dans les sédiments de bassin de rétention-infiltration des eaux pluviales urbaines

Les sédiments étant composés d'une fraction organique importante (15% en masse) et cette fraction ayant théoriquement une affinité forte pour certains ETM, deux protocoles de fractionnement de la matière organique sont également appliqués pour isoler les substances humiques. Le premier protocole est un protocole classique de séparation des différentes fractions organiques d'un sol selon leurs propriétés de solubilité en fonction du pH (protocole IHSS (International Humic Substances Society)). Ainsi, la fraction humine (MO très faiblement dégradable résiduelle) n'est pas soluble quel que soit le pH de la solution. Les acides humiques sont insolubles en milieu basique et les acides fulviques restent en solution quel que soit le pH (molécules de taille faible). Le deuxième protocole est basé sur l'utilisation de méthylisobutylcétone (MIBK) (Rice et McCarthy, 1989). Il présente l'avantage de conduire, dans le cas des sols naturels, à une meilleure séparation de la fraction minérale, par rapport au protocole IHSS (Fig. 1.5).

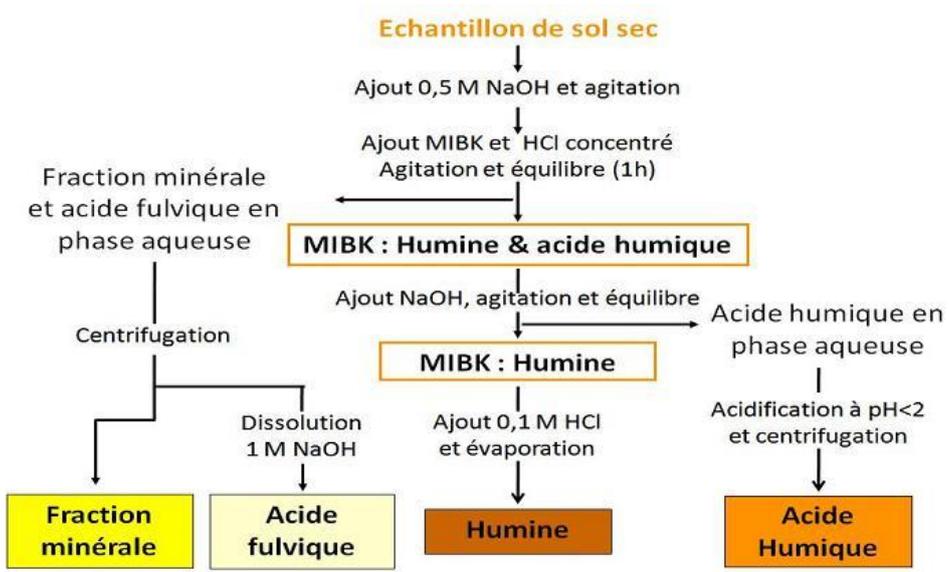


Fig. 1.5 – Schéma du fractionnement chimique au MIBK (méthylisobutylcétone) (Rice et McCarthy, 1989)

Que ce soit sur le sédiment brut ou sur les fractions obtenues suite aux différentes méthodes d'extraction et de fractionnement, les paramètres physico-chimiques globaux et les teneurs en polluants ont été obtenus à l'aide de méthodes d'analyse normalisées en ICP-OES, ICP-MS et GC-MS. De plus, et c'est ce qui fait l'originalité de la démarche, un couplage systématique avec des techniques de microanalyse a été mis en œuvre afin d'accéder à des informations sur la nature des phases et à la visualisation de la présence d'ETM par cartographie. Les techniques utilisées sont :

- la diffraction des rayons X (DRX) : elle permet une estimation semi-quantitative des phases solides cristallisées présentes à plus de 5% en masse ;
- la spectroscopie infrarouge (FTIR) : l'objectif de cette technique est d'obtenir une analyse qualitative des groupements fonctionnels majeurs constitutifs des structures organiques et inorganiques présentes dans l'échantillon (phases cristallisées et amorphes) ;
- la microscopie à balayage couplée à une analyse dispersive en énergie (MEB-EDX) : elle conduit à une visualisation des particules présentes dans les échantillons et à leur identification à l'aide de l'analyse chimique par sonde EDX. La limite de détection des éléments est relativement élevée (100 mg/kg), mais la taille du spot de la sonde est de l'ordre du μm ;
- la spectrométrie de microfluorescence des rayons X (μXRF) : cette technique permet de réaliser une véritable analyse chimique mais uniquement sur des structures inorganiques, avec une taille minimale de particules de l'ordre de 20 μm . La limite de détection est toutefois 100 fois plus faible que celle de la sonde EDX.

Les agrégats des sédiments, un assemblage de particules et de matrice « cimentaire » à signature anthropique spécifique

Les techniques de microanalyse ont permis de mettre en évidence que les sédiments de bassin sont constitués de particules isolées d'origine naturelle et d'origine anthropique et de nombreux agrégats (macro- et micro-agrégats) constitués de ces mêmes particules. Les particules sont par exemple, pour les particules d'origine :

- anthropique : fragments métalliques : alliages Cr-Ni, Cu-Ni, fragments d'enrobés bitumineux, fragments de pneumatiques et de plaquettes de frein, billes de verres ou encore cendres volantes (Fig. 1.6 b) ;
- naturelle : minéraux caractéristiques des bassins versants des bassins : quartz, feldspaths, micas, argiles, carbonates ; débris végétaux, diatomées (Fig. 1.6 a).

Les agrégats organo-minéraux ont pour ciment les constituants agrégeants classiques et précédemment décrits (matière organique naturelle, carbonates ... - Badin, 2009) (Fig. 1.6 c) mais également la matière organique anthropique conférant aux sédiments des propriétés spécifiques.

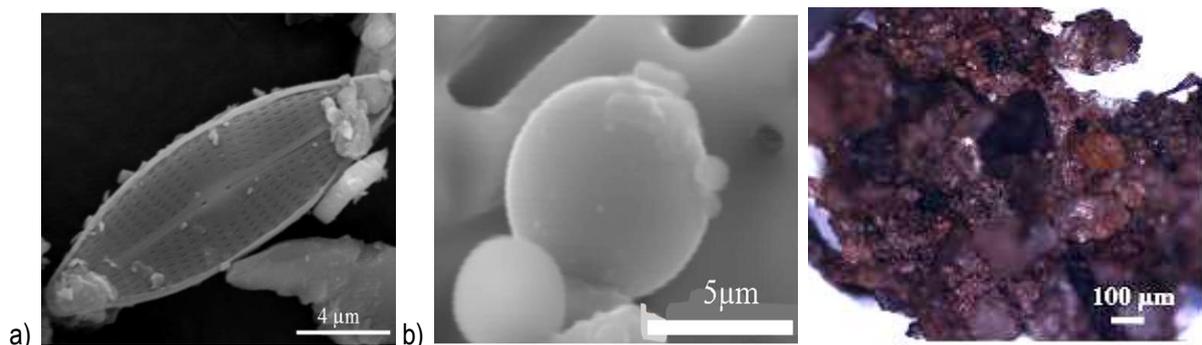


Fig. 1.6 – Sédiment de Cheviré : a) et b) : observations en microscopie électronique à balayage d'une diatomée a) et de cendres volantes b) ; c) observation en microscopie optique d'un macroagrégat organo-minéral

La recherche de micropolluants au sein des sédiments bruts n'a pas donné de résultats exploitables. Par exemple, même si la cartographie en μXRF faisait ressortir la présence de Cu, Zn et Pb, aucune phase porteuse spécifique n'a pu être associée du fait du très fort taux d'agrégation.

Les extractions chimiques, des méthodes renseignant sur la mobilité des polluants mais limitées aux ETM et difficilement comparables

La comparaison des extractions séquentielles et cinétiques a permis d'associer la distribution des ETM entre différentes fractions du sédiment à leur mobilité potentielle au sein de chaque fraction. Ainsi, les ETM de la fraction échangeable sont toujours labiles, tandis que ceux de la fraction résiduelle sont non extractibles. Les ETM associés à la fraction réductible sont labiles ou non labiles tandis que ceux associés à la matière organique (fraction oxydable) sont non labiles ou non extractibles (exemple pour le zinc Fig. 1.7 a). Il est cependant difficile de définir une mobilité moyenne pour chaque ETM par cette comparaison, hormis pour le chrome (Fig. 1.7 b). La source des métaux et les méthodes expérimentales elles-mêmes (force des extractants, ré-adsorption...) expliquent les difficultés à conclure.

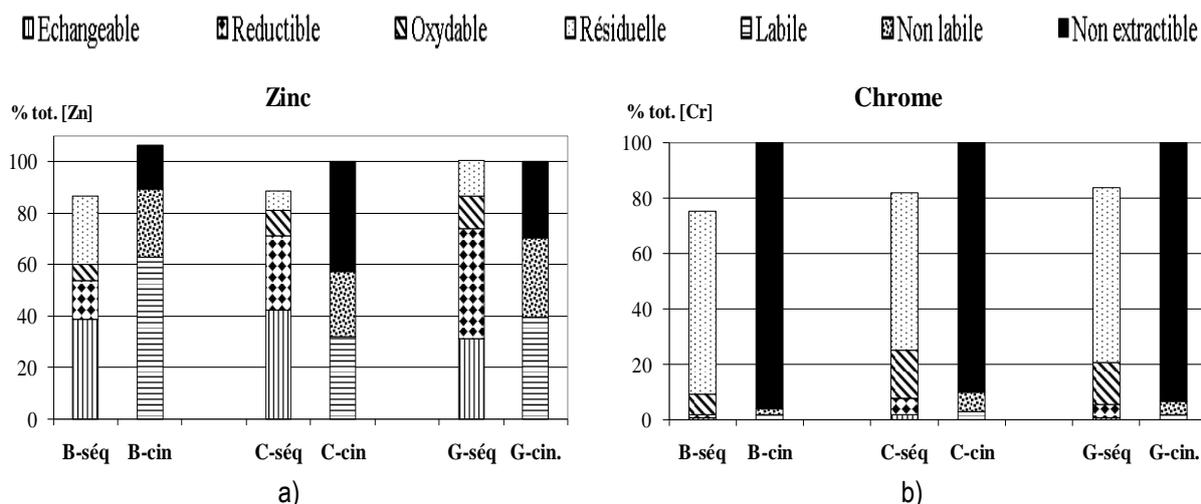


Fig. 1.7 – Résultats des extractions séquentielles et cinétiques a) pour le zinc et b) le chrome piégés dans les sédiments de Boisbonne (B), Cheviré (C) et G08 (G), en pourcentage de leur concentration totale

Les fractionnements chimiques, des protocoles fortement limités par la présence des agrégats

Le fractionnement de la matière organique à l'aide des protocoles IHSS et MIBK, appliqué aux 3 sédiments a montré que les HAP et les ETM sont majoritairement contenus dans la fraction humine. L'intérêt du couplage avec des techniques de microanalyse a pu être souligné car il a permis d'identifier clairement au sein de l'humine des agrégats organo-minéraux identiques à ceux du sédiment brut et d'en préciser la gamme de taille.

Les résultats ont souligné également que le protocole MIBK n'était pas adapté à la recherche des phases porteuses des ETM du fait de l'utilisation de HCl dans le protocole. Une fois encore, les deux ETM les moins affectés par la présence d'acides sont le chrome et le nickel, dont l'origine tend à les stabiliser sous forme métallique (alliages). Lors de l'application du protocole IHSS, la mobilité potentielle du cuivre est mise en évidence par son association avec les fractions organiques les plus mobiles des sédiments (acides fulviques et humiques). En résumé, les résultats de ces deux protocoles soulignent les limites très fortes de leur application sur sédiment brut du fait du fort niveau d'agrégation.

Les apports des fractionnements par densité et taille de particules après désagrégation des sédiments

La mise au point de la désagrégation des matériaux s'est faite par comparaison des courbes granulométriques obtenues sans désagrégation, avec ultrasons et avec sonification. Les courbes présentent une bi-modalité centrée, selon les sédiments entre 10 et 20 μm et 500 – 1000 μm ou 200 – 400 μm , le sédiment de Boisbonne comportant le moins de particules grossières (Fig. 1.8). Les observations microscopiques montrent que les fractions les plus grossières sont composées majoritairement d'éléments bien isolés (billes de verre, fragments végétaux, fragments métalliques ou organiques) mais il y a quand même persistance de macro-agrégats non déstructurés.

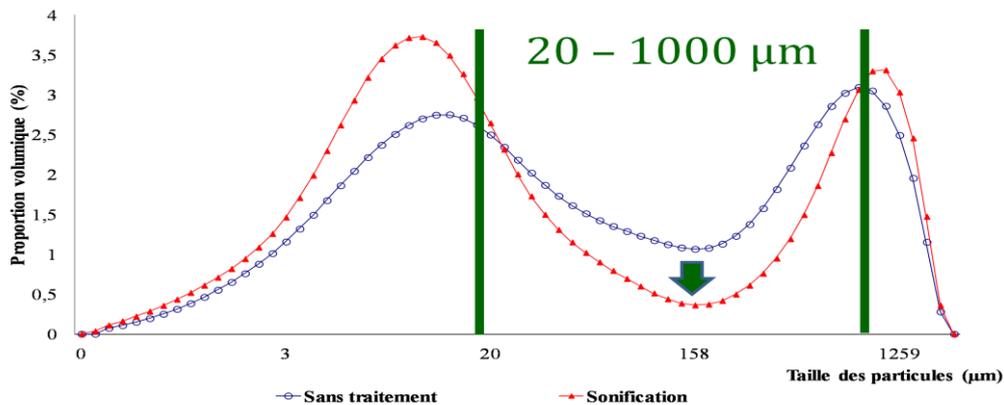


Fig. 1.8 – Exemple de courbes granulométriques obtenues sur le sédiment de Chevire, sans traitement et avec sonification de 9 min sur matériau humide

Les analyses en polluants effectuées sur les différentes fractions granulométriques confirment que les ETM et les HAP sont plus concentrés dans les fractions fines (< 63 µm), que dans les fractions grossières, résultat qui était, dans certaines études, occulté du fait de l'agrégation des matériaux (Fig. 1.9).

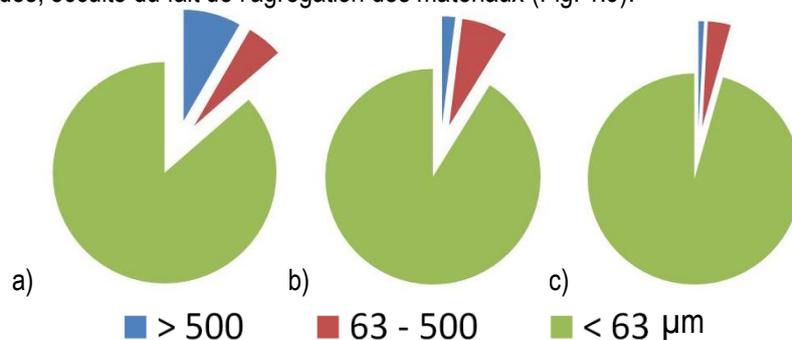


Fig. 1.9 – Sédiment de Chevire a) répartition granulométrique en masse des différentes fractions ; b) proportion des ETM dans les fractions (somme des ETM) ; c) proportion des HAP dans les fractions (somme des HAP)

Dans une optique de traitement des sédiments par élimination des fractions les plus contaminées, un fractionnement granulométrique après désagrégation semble alors être une piste intéressante. Cependant, l'analyse des fractions grossières (>500 µm) des sédiments doit être menée avec soin car par exemple, dans le cas du bassin G08 situé dans un contexte mixte routier-industriel, la fraction grossière se révèle être non valorisable du fait de teneurs en plomb et zinc très élevées (> 2000 mg.kg⁻¹) (Fig. 1.10). La teneur en matière organique est également un facteur limitant pour une réutilisation en technique routière par exemple.

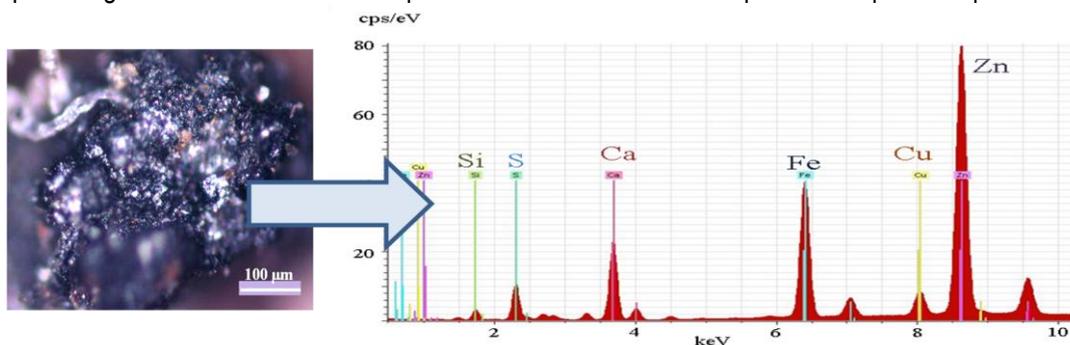


Fig. 1.10 – Particule métallique du sédiment du bassin de Lens (G08) en microscopie optique et son spectre EDX (mise en évidence d'une forte teneur en zinc et fer)

Le fractionnement densimétrique, basé sur une séparation des phases en fonction de leur densité après désagrégation, a permis de séparer des fractions entièrement organiques ($d < 1,9$), des fractions agrégées ($1,9 < d < 2,6$), des fractions minérales ($d < 2,8$) et métalliques ($d > 2,8$), ces deux dernières comportant très peu d'agrégats (Fig. 1.11).

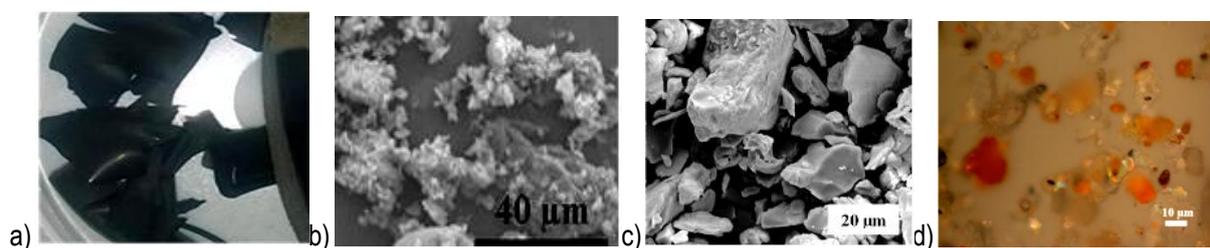


Fig. 1.11 – Fractions obtenues par fractionnement densimétrique a) pellicule organique $d < 1,9$; b) agrégats organo-minéraux ($1,9 < d < 2,6$) ; c) particules minérales ($d < 2,8$) et d) particules denses (dont oxydes métalliques) ($d > 2,8$)

Une analyse chimique a été menée pour déterminer la répartition des polluants entre les fractions. Les bilans matière calculés à partir des résultats des dosages sont satisfaisants pour les HAP (75 à 89%), ainsi que pour le chrome (110-120%) et le nickel sur deux bassins (107% pour Cheviré, 109% pour G08) mais seulement 48% du nickel est retrouvé pour le bassin de Boisbonne. Pour les autres ETM (Cu, Pb, Zn), les bilans sont mauvais (20 à 70%). Le cadmium est quant à lui systématiquement inférieur à la limite de quantification. Ces résultats mettent en avant que le protocole de fractionnement densimétrique est difficile à mettre en œuvre pour étudier la répartition des polluants métalliques. En effet, l'utilisation du polytungstate de sodium acide nécessite de maintenir un pH proche de la neutralité en vue d'éviter la désorption des polluants, ce qui est difficile à atteindre pour les solutions de forte densité.

Malgré les biais expérimentaux pour les fractions les plus denses, plusieurs conclusions sont tirées :

- 72 à 80 % des HAP sont associés aux fractions les moins denses ($d < 2,3$), dont 65 à 90% uniquement avec la fraction organique ($d < 1,9$) ;
- le chrome et le nickel sont répartis entre toutes les fractions mais sont préférentiellement liés aux fractions les plus légères (Fig. 1.12) tandis que les ETM sont liés aux argiles, aux oxydes métalliques, aux carbonates et à la matière organique (cuivre essentiellement).

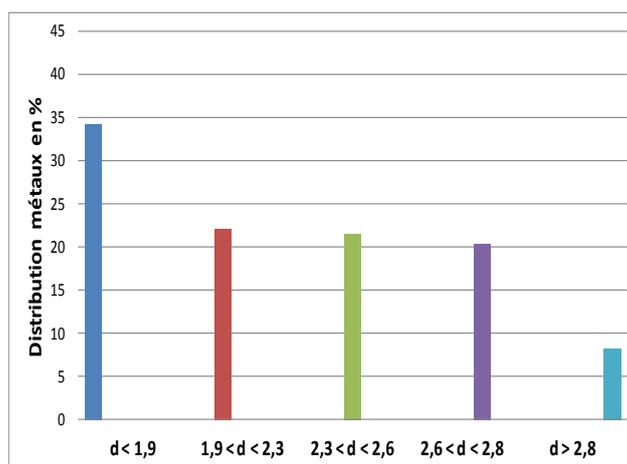


Fig. 1.12 – Répartition des concentrations en chrome et en nickel entre les fractions obtenues par fractionnement densimétrique à partir des sédiments de Cheviré et G08

Une fois encore la technique de μ XRF a été difficile à mettre en œuvre avec le système de pastillage préconisé. Sur les fractions de densité inférieure à 2,6, le cuivre, le zinc et le fer ont été détectés et cartographiés sur l'ensemble de la pastille. Aucune correspondance avec des particules identifiables n'a pu être établie. Pour les fractions denses ($d > 2,6$), seul le zinc est détecté, avec une répartition homogène sur l'ensemble de l'échantillon. Aucune phase porteuse spécifique n'a pu être identifiée avec cette méthode.

Synthèse et proposition d'amélioration de la méthodologie pour l'étude des phases porteuses de la pollution mixte des sédiments de bassin de rétention-infiltration des eaux pluviales

Les méthodes chimiques (extractions et fractionnements) ont permis de mettre en évidence des phases porteuses des HAP et des ETM et ont donné quelques éléments sur la mobilisation potentielle des ETM.

Les techniques de microanalyse ont permis : i) de s'assurer de la légère ou non dissolution de certaines phases minérales; ii) de confirmer le rôle de la matière organique comme liant dans les agrégats et iii) de souligner l'influence de ces agrégats dans la rétention des polluants. Ainsi cette étude confirme l'importance du phénomène d'agrégation au sein des sédiments de bassin et recommande la prise en compte de ce phénomène dans les études futures notamment celles concernant le transfert particulaire.

Les HAP sont majoritairement présents dans les fractions humine des sédiments, avec une distribution entre particules fines ($< 63 \mu\text{m}$) et fragments d'enrobés grossiers. L'origine des HAP a peu d'influence sur leur distribution et ils sont peu mobiles. Les ETM ont des comportements et une distribution très variée au sein des sédiments. Le chrome et le nickel sont présents dans des phases stables, sans doute du fait d'une origine simple sous forme d'alliages. Le cuivre confirme son affinité pour les matières organiques. Les autres ETM sont répartis entre des phases de densité variable et piégés dans les agrégats. La répartition des ETM et leur mobilité dépendent fortement de leur source.

En ce qui concerne les méthodes d'étude des phases porteuses, la méthode préconisée est celle du fractionnement densimétrique après désagrégation mais en apportant une amélioration au protocole classique. Il s'agit d'arrêter le fractionnement à une densité de 2,6 afin d'éviter au maximum la désorption des ETM par baisse du pH. La fraction la plus dense étant magnétique (oxydes métalliques), elle peut être séparée au sein de la fraction supérieure à 2,6 par aimantation. L'intérêt des techniques d'observation par microscopie optique et MEB associé à une microsonde a été mis en avant. La technique de microfluorescence X semble prometteuse mais nécessite une adaptation pour la préparation des échantillons à observer.

1.4 Dégradation particulière des matières organiques dans les sédiments d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales (thèse A. Coulon (AGROCAMPUS-Ouest - Angers))

Les objectifs de notre étude étaient de caractériser les matières organiques (MO) afin de comprendre pourquoi elles s'accumulent en surface sans se dégrader ou se structurer comme la matière organique d'origine naturelle.

Matériels & Méthodes

Notre site d'étude était le bassin de rétention-infiltration de Cheviré (Nantes, France) (Fig. 1.13). Pour caractériser les matières organiques des sédiments, nous avons analysé : les teneurs en MO et en carbone organique total (COT) ; la répartition du carbone (C) et les fractions biochimiques de la matière organique dans les différentes fractions granulométriques ; le potentiel de minéralisation du C du sol et la biomasse microbienne.

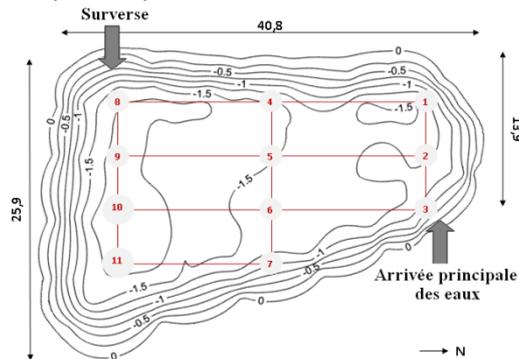


Fig. 1.13 : Topographie du bassin de Cheviré (unités en mètres). Localisation des points de prélèvements.

Résultats & Discussion

Dans la couche de sédiments, les teneurs en MO étaient élevées, variant du simple au triple (de 66 à 193 g.kg⁻¹) selon la localisation dans le bassin. A l'amont, le sédiment était affecté par l'action mécanique de l'arrivée de l'eau et les teneurs en MO augmentaient graduellement de l'amont vers l'aval. Dans les sables, les teneurs en MO étaient dix fois plus faibles que dans l'horizon supérieur.

La distribution du C dans les différentes fractions granulométriques des sédiments a montré que les fractions organiques fines étaient plus importantes en amont, alors que les fractions organiques grossières étaient présentes principalement en aval dans le bassin.

En dépit des fortes teneurs en MO, le C organique avait une faible biodégradabilité. Les potentiels de minéralisation étaient très faibles, de 0,3 à 1,1 g kg⁻¹ de COT (Fig. 1.14 a). Seul l'échantillon situé en amont dans le bassin avait plus minéralisé. Nous avons pu observer une corrélation négative entre la quantité de C potentiellement minéralisable et la teneur en C organique des sédiments ($R^2=0,53$, $P<0,05$), ce qui est contraire aux comportements généralement observés avec la MO d'origine naturelle.

Le fractionnement biochimique des fractions organiques a montré qu'elles étaient majoritairement composées de fraction soluble, avec un enrichissement progressif de l'amont vers l'aval du bassin, variant de 318 à 651 g kg⁻¹ (Fig. 1.14b). La fraction soluble est difficilement décomposable par les micro-organismes (Bruun et al. 2005). Ainsi, les espèces organiques sont donc de plus en plus stables et résistantes à la dégradation de l'entrée vers l'exutoire du bassin, ce qui fournit une explication pertinente à la faible minéralisation du C. Toutefois, en raison du mélange complexe entre MO naturelles et anthropiques (polluants) qui résisteraient aux différentes méthodes d'extraction.

L'activité microbienne dans les sédiments était relativement faible. En effet, le C microbien ne représentait pas plus de 0,7% du COT (contre 0,5 à 4% dans les sols naturels).

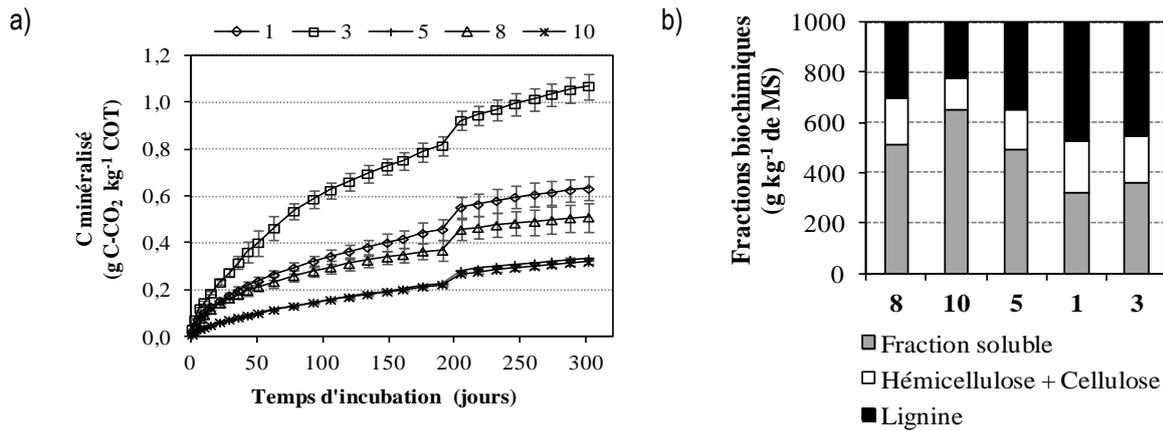


Fig. 1.14 : Evolution de la minéralisation du C (a) et composition biochimique des MO (b) dans les sédiments du bassin d'infiltration (points de prélèvement, 1, 3, 5, 8, 10).

Conclusions

Cette étude a permis de mieux de comprendre les relations complexes entre les MO présentes dans un bassin d'infiltration et sa capacité à se biodégrader. L'ensemble des analyses biologiques et biochimiques des sédiments présente des résultats concordants. En effet, ils mettent tous en évidence l'aptitude limitée des MO des sédiments à la biodégradation, du fait de leur composition et de la faible activité microbienne.

1.5 Sédimentation organo-minérale et fonctionnement hydrodynamique des bassins de rétention-infiltration (thèse A. Coulon, AGROCAMPUS Ouest-Angers)

Objectifs : caractériser les propriétés hydriques des sédiments d'un bassin de rétention-infiltration et évaluer leur impact avec une simulation du fonctionnement hydrodynamique du bassin

Matériels et méthodes

En 2009, des échantillons de sédiments et de matériaux sous-jacents ont été prélevés en 11 endroits différents du fond du bassin. Des mesures granulométriques, de teneur en éléments fins et en carbone et les propriétés de rétention en eau ont été réalisées sur les échantillons des points 1, 3, 5, 8, 10 (Fig. 1.15). En chacun de ces points, les conductivités hydrauliques à saturation ont été réalisées avec un infiltromètre à disque.

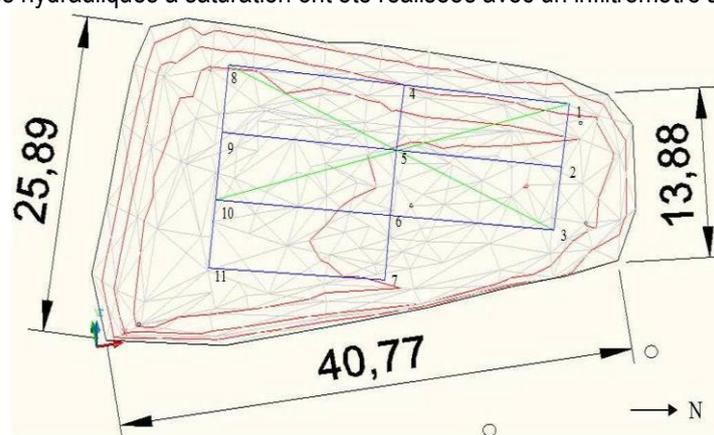


Fig. 1.15 –Relevés topographiques du bassin (en m) et points de mesure

Une modélisation a été réalisée sous Hydrus 2D (Simunek et al, 2006) avec un pas de temps de 1 jour et en assimilant la géométrie du bassin à un rectangle de 30m de long et 26m de large (= 780 m²). Les calculs hydrus sont réalisés sur une largeur unitaire soit 1m et les entrées et sorties sont à pondérer par un facteur 26 pour accéder aux valeurs réelles. Le niveau 0 est pris à l'altitude des berges. Le fond du bassin allant de -1,25 m au niveau de l'arrivée d'eau à -1,75m au pied de la surverse. La surverse est à -1m. La base du calcul est située à -6m.

Les conditions aux limites sont toutes prises de flux nul sauf :

- une surface d'entrée simulant l'arrivée de 0,60 m de large donc de flux variable,
- la surface plane de la surverse prise comme surface de fuite,
- la limite inférieure du calcul prise à condition de charge variable pour simuler la hauteur de la nappe.
- Trois domaines ont été définis :
- le milieu supérieur que l'on peut assimiler à la végétation prise comme très poreuse et très perméable,
- le sédiment accumulé de propriétés constantes mais de hauteur variable,
- le sable alluvial initial constituant le fond.

Les paramètres hydrauliques sont issus des mesures réalisées sur les milieux et ajustées avec un modèle de van Genuchten (1980).

Résultats

Une grande homogénéité des propriétés hydriques a été observée entre les prélèvements de sédiment d'une part et de sable d'autre part à l'exception du point 3 très perturbé par les arrivées d'eau. Les ajustements van Genuchten ont été réalisés sur les moyennes pour chaque matériau en retirant le prélèvement 3.

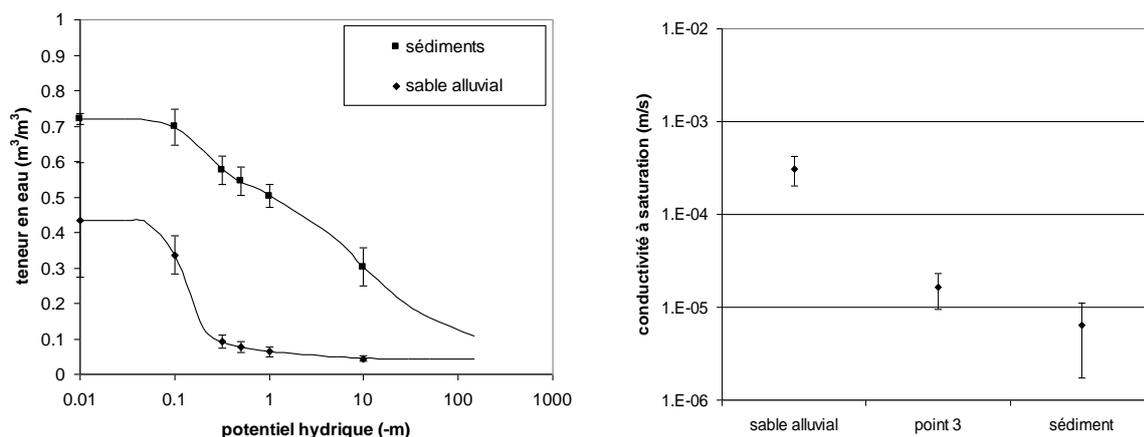


Fig. 1.16 - Rétention en eau (a) et conductivité hydraulique à saturation (b) du sédiment et du sable alluvial

Hydrus 2D a permis de simuler de façon satisfaisante le fonctionnement hydrique du bassin.

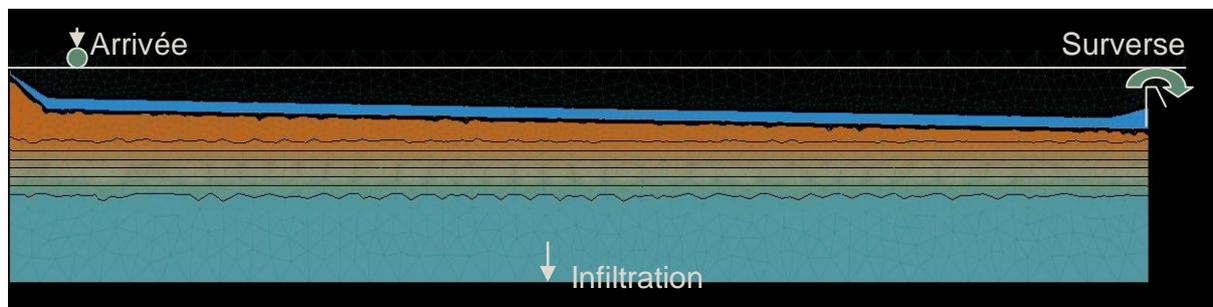


Fig. 1.17 - Modélisation Hydrus du bassin de chevire

La pertinence du modèle a été testée sur les hivers 2004,2005 et 2006 pour lesquels existe un enregistrement réalisé par l'IFSSTAR avec une sonde à ultrason de la hauteur d'eau dans le bassin au pied de la surverse, et avec les conditions suivantes :

- les paramètres des courbes $\psi(\theta)$ sont celles de l'ajustement van Genuchten décrit ci-dessus,
- les Ks sont les moyennes des mesures réalisées ignorant le point 3,
- la condition de flux variable simulant l'arrivée d'eau reprend les valeurs de pluviométrie journalières mesurées à la station météo de Bouguenais (distante de quelques km) et recueillies sur les 16000 m2 du pont,
- la condition de potentiel à la base est prise par rapport à la hauteur de la nappe alluviale (elle était à -2.5m sous le niveau de la berge en mars 2009)
- la variable de sortie exploitée est la valeur du potentiel de l'eau au pied de la surverse, les valeurs >0 étant assimilées à des hauteurs d'accumulation d'eau dans le bassin.

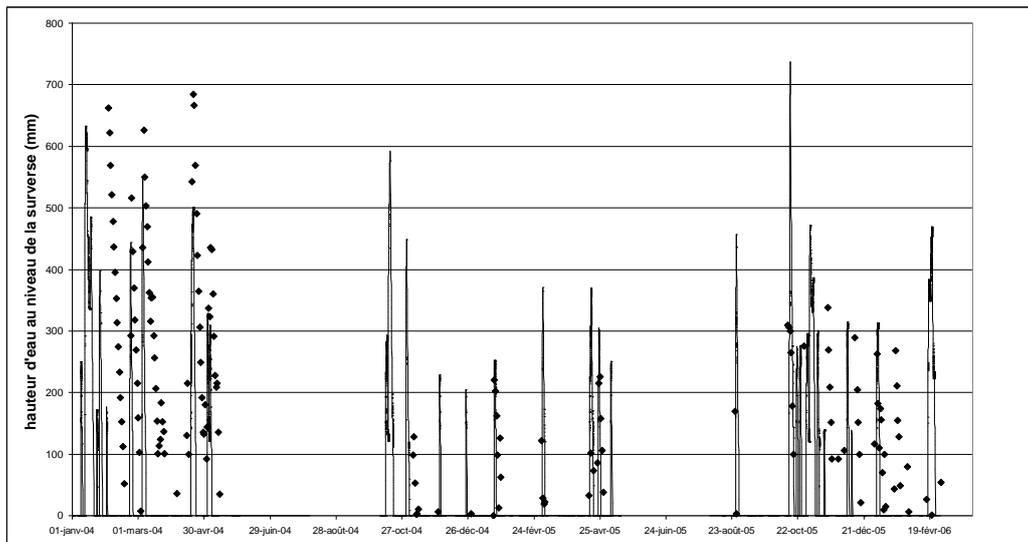


Fig. 1.18 - Valeurs mesurées (losanges) et simulées (trait plein) de la hauteur d'eau au pied de la surverse du bassin de Cheviré

Le nombre important de paramètres a permis de mettre sans problème le modèle en cohérence avec les valeurs mesurées de hauteurs d'eau au pied de la surverse comme témoin du fonctionnement hydraulique du bassin. Les simulations montrent :

- la forte sensibilité à la valeur de la conductivité hydraulique de la couche de sédiments,
- les faibles conséquences sur les hauteurs au pied de la surverse d'une variation de la nappe de -2,5 à -6 mètres sous le niveau de la berge,
- l'influence de l'épaisseur du sédiment qui semble jouer à la fois sur le nombre de périodes d'accumulation au pied de la surverse et sur sa hauteur quand elle s'accumule ; de 2 périodes d'accumulation d'environ 30 cm de hauteur avec 10cm de sédiment, on atteint 5 périodes avec 60 cm de hauteur avec 40 cm de sédiment sur 2 mois d'hiver.

1.6 Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire des eaux issues du ruissellement urbain au sein d'un ouvrage de rétention (thèse S. Ladislav (EMN))

L'objectif de ce travail est de contribuer d'un point de vue qualitatif à la gestion des eaux pluviales, en particulier des eaux de ruissellement routier, en apportant d'une part des données nouvelles recueillies directement in situ et d'autre part en proposant un procédé de traitement complémentaire susceptible de se greffer aux techniques traditionnelles d'assainissement pluvial, dans le but d'améliorer la qualité des eaux de ruissellement. De ce fait, ce travail s'inscrit dans une démarche de préservation des milieux récepteurs et de la ressource en eau, conformément aux objectifs visés par la LEMA (Loi sur L'Eau et les Milieux Aquatiques) d'ici 2015.

Pour ce travail nous nous sommes intéressés au ruissellement des eaux de pluie météoriques en milieu urbain sur les surfaces imperméables, en particulier les chaussées routières. En ruisselant sur ces surfaces les eaux pluviales se chargent en divers polluants principalement des métaux lourds et des hydrocarbures avant d'être acheminées vers des installations de traitement (bassins autoroutiers) via des ouvrages de collecte. Suivant le dispositif de traitement mis en jeu, l'eau est soit rejetée vers un exutoire (eaux superficielles) soit infiltrée dans le sol (eaux souterraines). Dans le cas d'un traitement inefficace voire inexistant il en résulte un réel risque de contamination des milieux récepteurs (sols, eaux superficielles et souterraines, écosystèmes aquatiques) et par conséquent un réel risque de contamination de la ressource en eau.

Les travaux ont été découpés en quatre parties :

- La première partie est consacrée à une étude bibliographique sur les eaux de ruissellement urbain et plus précisément les eaux de ruissellement routier. Tout d'abord, l'influence de l'urbanisation sur le phénomène de ruissellement est présentée. Deuxièmement, afin d'évaluer la qualité des eaux de ruissellement, une approche qualitative et quantitative de la pollution générée en milieu routier est proposée. Un panorama des ouvrages de gestion et de traitement des eaux de ruissellement routier est également présenté. Enfin, l'identification des principaux mécanismes de dépollution intervenant dans ces ouvrages est réalisée.
- Une seconde partie est consacrée à l'étude du transfert des polluants métalliques au sein d'un bassin de rétention recevant des eaux de ruissellement provenant principalement d'une portion de l'autoroute A11, en région nantaise. Le caractère bioindicateur des macrophytes aquatiques présents sur le site, pour assurer une biosurveillance de la pollution métallique véhiculée par les eaux de ruissellement routier, est évalué.
- La troisième partie présente le procédé de traitement complémentaire des eaux de ruissellement développé à l'échelle du laboratoire, sur la base des données bibliographiques et des résultats obtenus à partir de l'étude menée sur site.
- Enfin, la dernière partie est consacrée à l'évaluation de la faisabilité technique d'une mise en œuvre à pleine échelle du procédé de traitement complémentaire développé.

Il ressort de l'étude bibliographique que les polluants généralement retrouvés dans les eaux de ruissellement routier sont les métaux lourds (Cd, Ni, Cu, Cr, Pb, Zn, Pd, Pt, Rh, ...) et les hydrocarbures (totaux et aromatiques polycycliques), les principales sources d'émission de ces polluants étant liées au trafic automobile et l'abrasion au cours du temps des installations connexes. Les concentrations de ces polluants sont très variables d'une étude à l'autre et dépendent de la nature du polluant considéré, de l'intensité du trafic automobile, de la pluviométrie, de la durée des périodes de temps sec ou encore du climat associé à la zone géographique de l'étude. Les ouvrages de gestion et de traitement communément mis en œuvre en domaine routier, assurent avant tout deux fonctions principales : (1) la rétention des eaux de pluie et de ruissellement pour réguler les débits et étaler les apports à l'aval de ces ouvrages ; (2) l'infiltration dans le sol lorsqu'elle s'avère possible afin de réduire les volumes s'écoulant vers l'aval. Cependant ces ouvrages assurent également un traitement efficace de la pollution particulaire présente dans ces eaux, et ce par une sédimentation des particules. En revanche, le traitement de la pollution dissoute et plus précisément de la fraction métallique dissoute s'avère limité au sein de ces ouvrages. Les métaux lourds sont des polluants non biodégradables, persistants dans l'environnement puisqu'ils s'accumulent dans les sédiments, les végétaux et les organismes aquatiques. La fraction dissoute de

ces polluants est connue pour être la plus toxique en particulier vis-à-vis des organismes aquatiques car plus facilement biodisponible. Aussi, un traitement de cette fraction métallique dissoute s'avère nécessaire.

Dans le cadre de ce travail, une première étude de caractérisation du transfert de la pollution métallique présente dans un bassin de rétention recevant des eaux de ruissellement provenant d'une portion d'autoroute, a permis de mettre en évidence un transfert de ces polluants des compartiments eau – sol vers la végétation présente autour du bassin. Les concentrations de trois métaux, le cadmium, le nickel et le zinc ont été mesurées dans les parties aériennes et les racines de trois macrophytes aquatiques enracinés (*Oenanthe* sp., *Juncus* sp. et *Typha* sp.) ainsi que chez une plante flottante (*Callitriche* sp.). Dans le cas des espèces enracinées, des facteurs de bioconcentration racines/sol compris entre 0,1 et 4,8 ont été calculés pour Cd, Ni et Zn, démontrant ainsi un transfert de ces trois métaux du sol vers les racines des plantes. Les résultats ont également mis en évidence une plus grande accumulation de ces métaux par l'espèce flottante que par les espèces enracinées. Dans le cas de *Juncus* sp. et *Typha* sp., des facteurs de translocation racines/parties aériennes compris entre 1,6 et 2,2 pour Ni et Zn ont souligné une accumulation préférentielle du nickel et du zinc au niveau des racines de ces deux espèces. Enfin il semblerait que plus les concentrations métalliques du sol sont importantes plus le transfert des métaux vers les racines des plantes est important. Ce dernier résultat suggère alors un caractère bioindicateur des espèces végétales étudiées, en particulier les espèces pérennes *Juncus* sp. et *Typha* sp., pour assurer une biosurveillance spatiale et temporelle de la pollution métallique véhiculée par les eaux de ruissellement routier.

Pour tenter d'apporter une réponse à la problématique du traitement de la fraction métallique dissoute présente dans les eaux de ruissellement, la capacité des plantes à accumuler des métaux au sein de leurs tissus a été expérimentée au travers de la mise en œuvre de marais flottants. Les marais flottants sont des systèmes au sein desquels des macrophytes aquatiques se développent en totale hydroponie sur une structure flottante. Un troisième volet de ce travail a donc consisté à évaluer les performances épuratoires des marais flottants sur l'élimination de la pollution métallique dissoute présente dans les eaux de ruissellement routier. Ce travail a d'abord été conduit en microcosmes afin de travailler dans des conditions de charges métalliques contrôlées. Les performances de deux espèces de macrophytes ont été évaluées : *Juncus effusus* et *Carex riparia*. Ces espèces ont été mises en culture de juin à septembre 2009 dans des solutions mixtes de cadmium, de nickel et de zinc et à différentes concentrations. L'accumulation métallique a ensuite été mesurée dans les parties aériennes et les racines des deux espèces. Les résultats ont montré d'une part que les marais flottants peuvent assurer une élimination efficace des métaux présents en phase aqueuse. D'autre part, aucune différence significative n'a été observée entre les deux espèces en termes d'accumulation des métaux. Globalement, *Juncus effusus* et *Carex riparia*, présentent des taux d'accumulation du cadmium, du nickel et du zinc qui sont similaires. Enfin, les deux espèces se sont bien acclimatées aux conditions hydroponiques auxquelles elles ont été soumises puisqu'un excellent développement à la fois des biomasses aériennes et racinaires a pu être constaté.

La quatrième partie de ce travail a consisté à vérifier la faisabilité technique de l'installation des marais flottants directement à la surface de bassins de rétention des eaux de ruissellement déjà existants. La finalité est de pouvoir envisager dans un futur proche le recours à de tels systèmes flottants pour affiner le traitement de ces eaux. Pour cela trois radeaux plantés avec *Juncus effusus* et *Carex riparia* ont été positionnés à la surface du bassin de rétention ayant fait l'objet de la première partie de cette étude. Les radeaux ont été maintenus sur site de mars à juillet 2011 démontrant leur résistance mécanique aux conditions environnementales. Après 14 semaines de croissance, les parties aériennes et les racines des plantes ont été faucardées et analysées pour déterminer leurs teneurs en cadmium, en nickel et en zinc. La comparaison de ces teneurs avec les teneurs métalliques initiales des plantes a révélé un transfert de ces polluants de la colonne d'eau vers les racines des plantes. Dans les conditions de cette étude, aucune différence significative n'a été observée entre les deux espèces si l'on se réfère au taux d'accumulation métallique. En revanche la production de biomasse végétale plus importante observée dans le cas de *Carex riparia* que dans le cas de *Juncus effusus* a conduit à une quantité métallique transférée aux plantes plus importante chez l'espèce *Carex*. Le fait que la quantité de biomasse végétale produite après 14 semaines ait été plus importante chez *Carex riparia* traduit une capacité plus élevée de cette espèce à s'acclimater aux conditions environnementales imposées par le bassin de rétention étudié. Cette étude a également permis d'appréhender le rôle joué par le système racinaire développé dans la colonne d'eau sur la rétention des polluants. Ce dernier participe à la filtration mécanique des particules fines en suspension à la surface desquelles une fraction des métaux peut être adsorbée. De plus, le réseau racinaire est également le siège d'une activité biologique non négligeable qui s'observe par la formation d'un biofilm microbien

à la surface des racines. Ce biofilm microbien est susceptible de participer à la rétention des polluants au travers de l'adsorption des métaux présents sous la forme d'espèces chargées à la surface des cellules microbiennes et de l'absorption des métaux au sein des cellules microbiennes. D'autre part l'activité biologique mise en évidence à la surface des racines pourrait vraisemblablement intervenir dans des processus de biodégradation des composés organiques tels que les hydrocarbures. Enfin, cette étude a également permis de mettre en avant la pérennité des marais flottants puisque les plantes mises en œuvre dans ces systèmes sont capables de poursuivre leur croissance même après qu'une grande proportion de leurs biomasses aériennes et racinaires ait été fauchée (Fig 1.19).

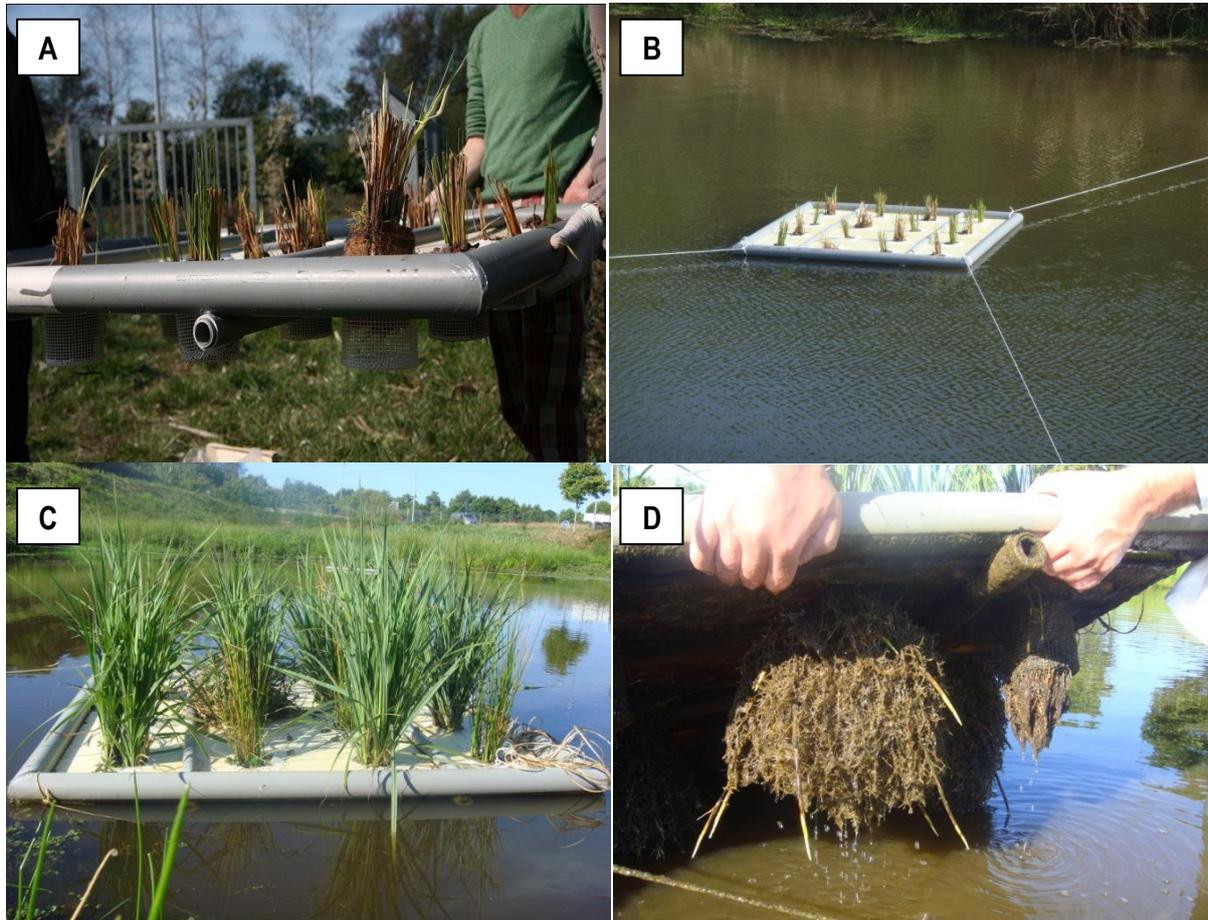


Fig. 1.19 - Photographies d'un des trois marais flottants implantés sur le bassin autoroutier prises au début (A et B) et à la fin de l'étude (C et D)

1.7 Bibliographie

- Badin A.-L., 2009. Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales urbaines, Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 254 p.
- Badin A.-L., Faure P., Bedell J.P., Delolme C., 2008. Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban storm water sediments as a function of grain size. *Sci Total Environ* 403 (1-3):178-187.
- Barraud S., Gilbert J., Winarski T., Bertrand Krajewski J.L., 2002. Implementation of monitoring system to measure impact of stormwater runoff infiltration, *Water Science and Technology*, 45, 203-210.
- Bruun S., Stenberg B., Breland T.A., Gudmundsson J., Henriksen T.M., Jensen L.S., Korsgaard A., Luxhøj J, Pålsson F., Pedersen A., Salo T., 2005. Empirical predictions of plant material C and N mineralization patterns from near infrared spectroscopy, stepwise chemical digestion and C/N ratios. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (12):2283-2296.
- Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Béchet B., Lassabatère L., Charpentier S., 2010. Spatial distribution of sediments and transfer properties in soils in a stormwater infiltration basin. *J Soils Sediments*, 1-11.
- Cornu S. et Clozel B., 2000. Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels. Analyse critique, *Etude et Gestion des sols*, 7, 179-189.
- Coulon A., El-Mufleh A., Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Béchet B., Charpentier S., 2012. Specific stability of organic matter in a stormwater infiltration basin. *Journal of Soil and Sediments (in press)*.
- Durand C., 2003. Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial – Origine et devenir des métaux trace et des polluants organiques, Thèse de doctorat de l'Université de Poitiers, 248 p.
- Durand C, Ruban, V., Ambles, A., 2005. Characterisation of complex organic matter present in contaminated sediments from water retention ponds. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 73 (1):17-28.
- Durin B., 2006. Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques - Applications en assainissement routier – Origine et devenir des métaux trace et des polluants organiques, Thèse de doctorat de l'Université de Nantes, 265 p.
- Durin B., Béchet B., Legret M., Le Cloirec P., 2007. Arrêt-reprise de l'écoulement : influence sur la mobilisation des éléments traces d'un sédiment de bassin d'infiltration, *La Houille Blanche*, N°5, 120-126.
- Legret M., Pagotto C., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway, *Sci Total Environ*, 235, 143-150.
- Nogaro G., 2007. Influence des dépôts de sédiments fins sur le fonctionnement physique et biogéochimique des interfaces aquatiques : interactions avec les processus de bioturbation. Thèse de doctorat. Université Claude Bernard, Lyon, 144p.
- Rice J.A., McCarthy P., 1989. Isolation of humin by liquid-liquid partitioning, *Sci Total Environ*, 81/82, 61-69.
- Quevauviller P., Rauret G., Muntau H., Ure A., Rubio R., Lopez-Sanchez J., Fedler H. et Griepink B., 1994. Evaluation of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 349, 808-814.
- Rouaud J.M., Biczysko A., 2007. Inventaire des techniques alternatives en assainissement pluvial sur le territoire de Nantes Métropole, Fév. 2007, rapport LCPC, 42 p.
- Ruban V., Clozel B., Conil P., Durand C., 2003. Origine, caractérisation et gestion des boues de l'assainissement pluvial routier : point sur les connaissances actuelles et perspectives ; *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 246-247, p. 117-126.
- SEQ-Eau, 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Version 2. Technical report, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
- Schuh WN, 1990. Seasonal variation of clogging of an artificial recharge basin in a northern climate, *Journal of Hydrology* 121:193-21.
- Simunek, J., Sejna M., van Genuchten T., 2007. *The HYDRUS software Package for simulating two and three-dimensional Movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media, User Manual, version 1.02*. PC Progress, Prague, Czech republic.
- Slutsky A.H., Yen B.C., 1997. A macro-scale natural hydrological cycle water availability model, *J. Hydrology*, 201 : 329 – 347.
- Ure A.M., Quevauviller P., Muntau H. et Griepink B., 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account to the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under auspices of the BCR of the commission of the European communities. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51, 135-151.
- Van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.

2. IMPACT ENVIRONNEMENTAL D'UN SITE CONTAMINE URBAIN : FONCTIONNEMENT HYDROGEOCHIMIQUE DE LA DECHARGE DE DECHETS MENAGERS ET INDUSTRIELS DE LA PRAIRIE DE MAUVES (NANTES)

2.1 Travaux préliminaires : sélection de sites expérimentaux et synthèses bibliographiques

La sélection des sites d'activité industrielle (cf. rapport BRGM 57617-FR) s'est appuyée notamment sur les bases de données nationales (BASOL et BASIAS) et la consultation des archives et données disponibles sur les installations classées pour la protection de l'environnement et sites pollués (cf. DREAL, ex.DRIRE) et sur des échanges avec Nantes Métropole. Ceci a permis d'identifier sur le département de la Loire-Atlantique plus de quinze sites disposant d'un suivi de leur impact sur la qualité des eaux souterraines, incluant des analyses de substances organiques et inorganiques.

Les sites, localisés en milieu urbain et disposant d'un réseau pertinent de suivi de la qualité des eaux souterraines, un suivi régulier et des données accessibles ont été privilégiés. Sur les 9 sites répondant à ces critères, 6 ont été regardés de plus près, 4 appartenant à des propriétaires privés, 2 à des propriétaires publics. Au final, l'autorisation d'accès a été déterminante pour le choix final du site. C'est le site de la **Prairie de Mauves**, propriété de Nantes Métropole très intéressée par une étude approfondie, qui a servi de site expérimental représentatif d'une « source de pollution » dans la ville.

2.2 Présentation générale du site de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves

L'ancienne décharge de la Prairie de Mauves, a accueilli les ordures ménagères et industrielles de Nantes, ainsi que des déchets verts, de 1961 à 1987. Non étanchée en fond, elle ne possède aucun système de collecte des lixiviats et repose sur d'anciennes prairies humides en bordure de la Loire. Englobé dans le tissu urbain (Fig. 2.1), le site est réhabilité progressivement. La partie Ouest du site a été transformée en zone industrielle (fin des années 1980) tandis que la partie Est est en voie de réaménagement.

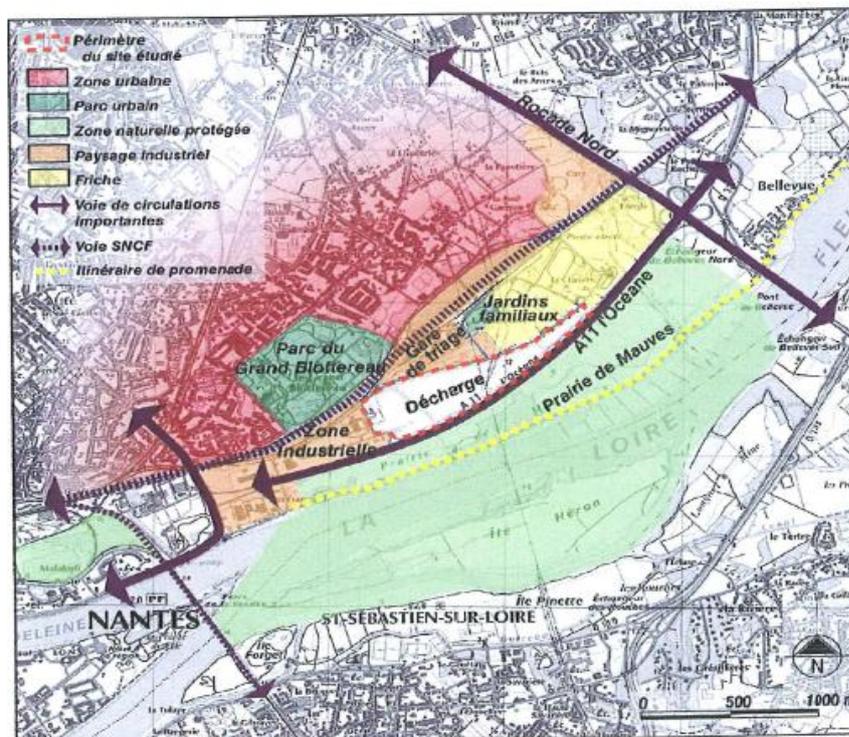


Fig. 2.1 - Contexte géographique de la partie Est de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauve (source Antea, 2005a)

La partie à réaménager se présente sous forme d'un plateau ceinturé par des talus (ANTEA, 2005). Elle est caractérisée par une succession verticale et latérale de matériaux de nature différente. Des matériaux anthropiques (gravats, déchets ménagers et industriels...), pouvant atteindre huit mètres d'épaisseur, reposent ainsi sur des argiles vasardes à passées sablo-graveleuses, reposant elles-mêmes sur un socle rocheux fracturé constitué de micaschistes. Deux nappes principales coexistent au droit de ce site : une nappe alluviale et une nappe « de remblais » alimentée par les lixiviats de la décharge (ANTEA, 2005). Lors des événements pluvieux, les eaux s'infiltrent et percolent au travers des remblais de surface et du massif de déchets et alimentent la nappe des remblais, qui semble en relation hydraulique avec la nappe alluviale.

2.3 Spécificités des pollutions de l'ancienne décharge

Compte-tenu de l'hétérogénéité et de la complexité de la décharge, et des moyens limités du projet, une zone restreinte, située en amont hydraulique de 2 piézomètres de suivi, situés en aval hydraulique proche de la décharge (PZ5 et PZ6) a été étudiée (Fig. 2.2). Dans ce cadre, des fosses à la pelle mécanique ont été réalisées, ainsi que des carottages (à l'occasion de la pose des 2 piézomètres au sein de la décharge, financés par le PPF Sols urbains de l'ECN, Nadia Saiyouri).

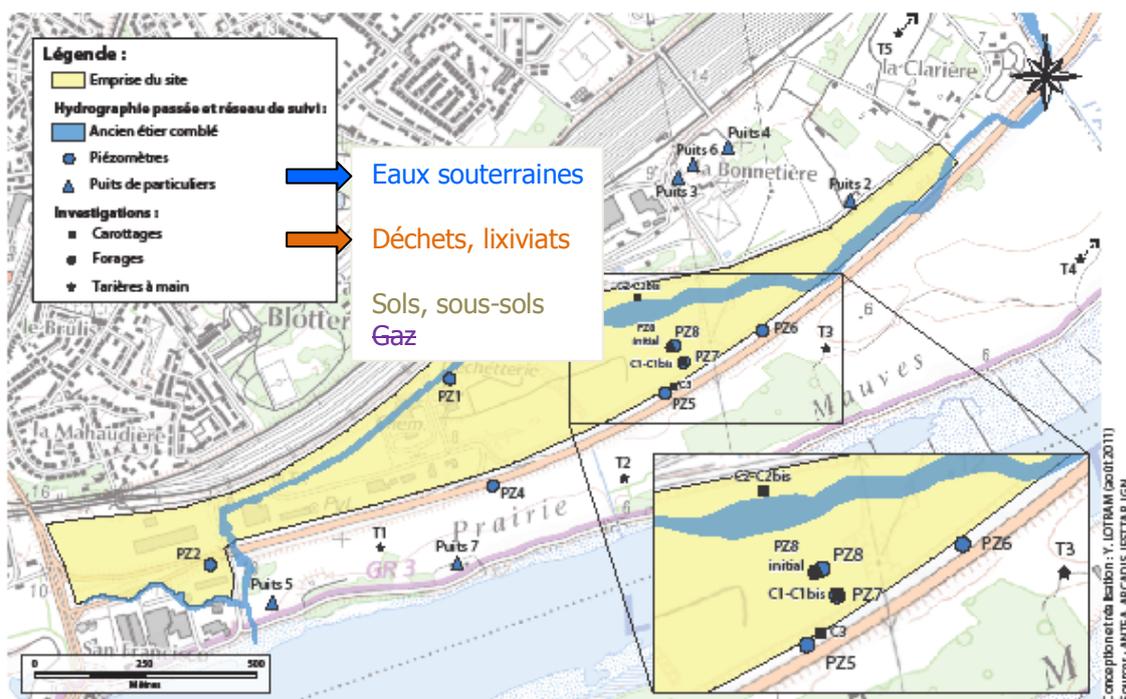


Fig. 2.2 - Localisation des différents types d'investigation menés sur et autour de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves (hors fosses à la pelle mécanique)

Le massif de déchets et la qualité des lixiviats

Les analyses montrent des teneurs importantes en arsenic (717 mg/kg) et nickel (53 mg/kg) dans la matrice des déchets et niveaux intercalés, ainsi que des teneurs significatives en certains HAP et PCB. Les valeurs en métaux sont supérieures aux seuils de contamination définis par le système néerlandais de 1994 (Spiereburg et Demanze, 1995). Parmi les 18 HAP recherchés, sept substances dépassent le seuil de 1000 µg/kg (seuil définissant un sol pollué dans le système néerlandais). Les teneurs en PCB et BTEX sont faibles tandis que les hydrocarbures halogénés (dont le trichloroéthylène, le 1,1,1-trichloroéthane) classiquement présents dans les lixiviats de décharge ne sont pas détectés. Les lixiviats de déchets contiennent également métaux et métalloïdes.

L'arsenic présent dans les lixiviats provient pour partie des déchets (Christensen et al., 2001), mais peut aussi provenir des matériaux intercalés (niveaux argileux plus ou moins issus de l'altération de micaschistes locaux riches en arsenic). La pollution organique est limitée aux seuls HAP et PCB. Les HAP sont représentés principalement par le naphthalène (0,89 µg/L), le fluorène (0,29 µg/L), l'acénaphène (0,27 µg/L), le phénanthrène (0,21 µg/L) et le fluoranthène (0,21 µg/L). Les composés mono-aromatiques (BTEX) et les hydrocarbures

halogénés demeurent sous les limites de quantification. La composition des lixiviats indique par ailleurs un état de transformation avancé de la décharge (Lotram et al, 2011).

Les analyses physico-chimiques effectuées (granulométrie, minéralogie, éléments traces et composés organiques...) (AFNOR, 1999) ont permis de définir les niveaux de contamination et la composition minéralogique au sein du massif de déchets ainsi que dans les niveaux alluvionnaires et le socle. Les profils verticaux ainsi réalisés montrent un piégeage de polluants par les matériaux présents sous la décharge, ceux-ci correspondant notamment à des argiles de type smectites à forte capacité de piégeage. Le rôle des oxydes de fer présents dans les argiles reste à préciser.

Qualité des eaux souterraines et spéciation physique

Un suivi des eaux souterraines a été également assuré (Fig. 2.2). Le réseau de suivi comporte les cinq piézomètres suivis par ANTEA dans le cadre de la surveillance au titre des installations classées, et des ouvrages complémentaires constitués a) de puits de particuliers et situés en amont et en aval hydraulique de la décharge, et b) de 2 piézomètres complémentaires sur la décharge crépinés dans le massif de déchets (cf. PPF Sols urbains de l'ECN). Les niveaux piézométriques ont été mesurés tous les 2 mois puis tous les mois depuis juin 2009 (BRGM, Ifsttar). L'interprétation, qui a nécessité un nivellement des ouvrages (Ifsttar), indique que la nappe alluviale s'écoule du Nord-Est vers le Sud-Ouest, dans la partie Nord-Est du site. Les écoulements deviennent perpendiculaires à la Loire en aval de la décharge.

Le suivi qualitatif des eaux souterraines, assuré en grande partie dans le cadre de la thèse de Yann Lotram (Ifsttar) entre janvier 2011 et juin 2012, a permis de rechercher plus de 80 paramètres physico-chimiques, regroupant les paramètres globaux (pH, conductivité ...mesurés in situ), les cations et anions majeurs, certains composés organiques xénobiotiques (HAP, PCB, BTEX, COHV...) ainsi que les métaux et métalloïdes généralement rencontrés pour ce type de site d'enfouissement de déchets (AFNOR, 1999). Les résultats montrent clairement un impact de la décharge sur les eaux souterraines (augmentation nette de la minéralisation entre l'amont et l'aval, teneurs en ammonium élevées, nickel en quantité limitée, HAP solubles, arsenic,...).

Les teneurs dans les eaux souterraines peuvent être mises en perspective avec celles mesurées au sein de la décharge et avec le piégeage d'une partie des polluants, mais aussi avec la connexion hydraulique entre la nappe des remblais et la nappe alluviale. Les gammes de concentrations des éléments majeurs et traces sont du même ordre de grandeur que les données fournies par Thornton *et al.* (2000) par exemple. Une part de transport colloïdal semble en outre se produire pour certains polluants (Cu, As) en association avec le fer pour l'arsenic (Le Guern et al., 2003), le cuivre étant par ailleurs connu pour son affinité avec la matière organique. Une partie de l'arsenic apparaît en outre piégé au niveau des dépôts d'oxydes de fer constatés sur les tubages des piézomètres. L'origine de l'arsenic reste cependant encore floue.

L'ensemble des informations (collectées et acquises) a permis de dresser un schéma conceptuel du site (Fig. 2.3). Il apparaît ainsi une connexion entre la nappe des remblais et la nappe alluviale, ce qui peut expliquer l'impact constaté sur cette dernière, qui s'écoule vers la Loire via la zone Natura 2000. La zone Natura 2000 comporte des zones boisées, mais aussi des parcelles cultivées et quelques habitations.

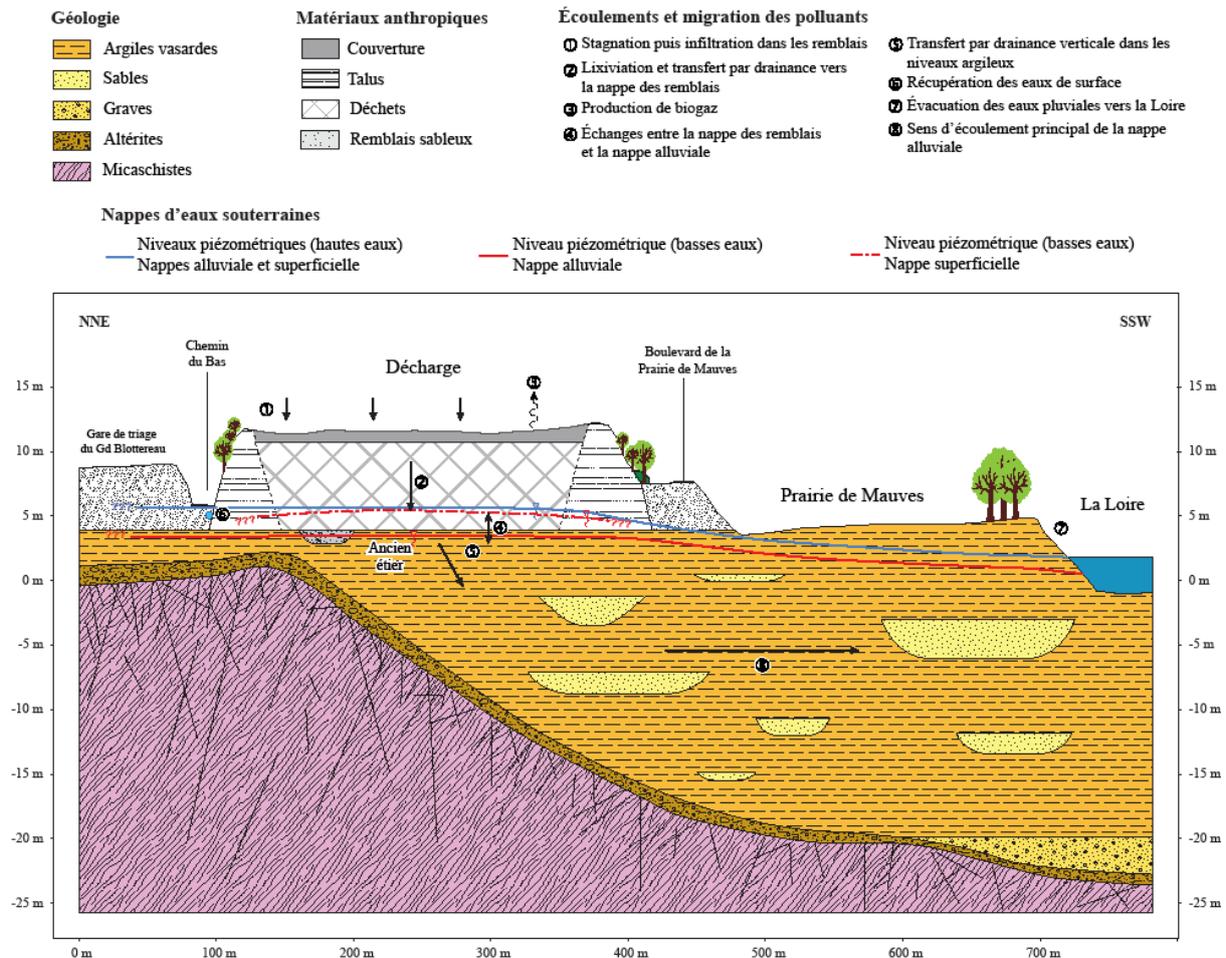


Fig. 2.3 - Schéma conceptuel de la décharge de la Prairie de Mauves

2.4 Modélisation des transferts de polluants

L'apport d'une modélisation des transferts de polluants peut être multiple. D'une part mieux comprendre les mécanismes régissant leur mobilité (écoulement, piégeage, ...), d'autre part prédire leur devenir (panache de polluant, vitesse de migration, ...) pour mieux évaluer l'impact des pollutions et faciliter leur gestion. Comme l'a montré la synthèse bibliographique préliminaire, plusieurs types de modèles et outils de modélisation existent (cf. rapport BRGM 57617-FR).

Modélisation du fonctionnement hydrogéochimique de la décharge : une approche du transfert de solutés à l'échelle du bassin versant urbain

Pour modéliser le transport de polluants depuis l'ancienne décharge, une approche déterministe a été envisagée via le couplage entre un modèle hydrodynamique d'écoulement (Modflow 2000) et un modèle hydrogéochimique (PHT3D- transport réactif). Dans ce cadre, les données acquises et collectées servent de données d'entrée ou de validation. Elles sont complétées au besoin par des données de la littérature et des essais de calages.

Les deux approches de modélisation ont été menées en parallèle. Le modèle hydrodynamique d'écoulement, développé principalement par Y. Lotram dans le cadre de sa thèse (Ifsttar), a permis de reproduire les principales fluctuations des eaux souterraines au niveau de la décharge sur une période de 7 ans. Dans cette étude, le bassin versant topographique est assimilé au bassin versant hydrogéologique de la nappe alluviale libre (aquifère d'argiles vasardes à passées sableuses). De ce fait, le domaine à modéliser est limité par la ligne de partage des eaux de surface au Nord-Est et les cours d'eau de l'Aubinière et de la Loire à l'Est et au Sud du domaine respectivement. Au total, trois types de limites ont été adoptés avec : (1) des limites à flux imposés (infiltration des pluies efficaces) (2) des limites à flux nuls : limite Nord-Est du bassin versant auquel appartient l'ancienne

décharge (lignes de crêtes correspondant à l'affleurement du socle de micaschistes) et (3) des limites à potentiels imposés correspondant aux tracés de la Loire et du ruisseau urbain de l'Aubinière. La discrétisation horizontale choisie s'appuie sur un maillage aux différences finies (17 m x 17 m). Une caractérisation de la nature, de l'épaisseur et de la géométrie des niveaux géologiques sur le site et sa périphérie ont permis de mieux contraindre la discrétisation verticale. Ainsi, le modèle utilisé est un modèle simplifié en deux couches d'épaisseurs variables : une couche alluvionnaire d'argiles vasardes +/- sableuses aux propriétés isotropes et uniformes surmontant une seconde couche de micaschistes. En amont, les niveaux apparaissent perturbés par des prélèvements estivaux qui n'ont pas pu être intégrés dans le modèle.

Un travail préliminaire de modélisation géochimique a été réalisé également (BRGM) sous PhreeqC, à partir des données de chimie des eaux (thèse Ifsttar) et des solides et de minéralogie, en vue d'identifier les mécanismes susceptibles de régir le comportement des polluants. Compte-tenu de la complexité du système, le couplage écoulement-géochimie n'a pu être mené à son terme dans le cadre du programme POLESUR. Le travail de modélisation se poursuit néanmoins dans le cadre de la thèse de Yann Lotram.

Modélisation du transfert particulaire dans les sols : une approche à l'échelle du laboratoire couplant le transfert de métaux et leur transport facilité par l'arrachement/dépôt de particules du sol

Les sols urbains peuvent être affectés par des pollutions diverses. Lors du ruissellement de l'eau dans les sols, les polluants peuvent être transportés au sein de la phase aqueuse au travers des zones saturées ou non, jusqu'aux nappes phréatiques. La mobilité des polluants est régie par différents processus physico-chimiques de transport et de rétention/libération (la rétention tend à freiner la propagation des particules tandis que la libération accélère le transport des particules). Parmi les polluants transportés, on trouve les matières en suspension dans les cours d'eau, issues de l'érosion du sol et du transfert de l'eau.

De ce fait, il est nécessaire de comprendre les mécanismes du transport des polluants dans des sols et de prédire cette migration à long terme. Les simulations numériques basées sur des modèles mathématiques, constituent un outil intéressant pour mieux comprendre le phénomène du transport de polluants dans les aquifères. Il faut dans ce cas prendre en compte les phénomènes chimiques et physiques, le transport et l'écoulement. Pour cela, dans le cadre du programme POLESUR, on procède à l'adaptation d'un code numérique développé au laboratoire pour les transferts particuliers, pour intégrer les phénomènes physico-chimiques affectant les particules : filtration, érosion, détachement. La validation s'appuiera sur des expérimentations relatives à la pollution des sols et des eaux.

Modèles de transport réactif

Des codes numériques développés au cours des deux dernières décennies permettent de modéliser ces phénomènes par la méthode des différences finies ou des éléments finis. Dans la plupart des modèles, la sorption de polluants est simulée par des isothermes et, notamment, l'isotherme linéaire qui suppose que l'équilibre de sorption est atteint instantanément après la réception du contaminant dans un sol. Malheureusement, cette approche très simplifiée des échanges solide-liquide n'est pas adéquate pour plusieurs cas réels. Pour plusieurs substances hydrophobes organiques, l'adsorption et la désorption prennent des mois pour atteindre l'équilibre de sorption (Karickhoff et Morris, 1985; Coates and Elzerman, 1986 ; Wu et Gschwend, 1986).

Le transport des polluants dans les milieux poreux résulte du couplage entre les mécanismes de transport et les phénomènes d'interaction physico-chimiques. Il existe deux approches pour aborder la modélisation du transport de solutés réactifs. La première consiste à coupler l'équation du transport en milieu poreux (type convection-dispersion) avec l'expression analytique de l'isotherme de sorption de l'espèce considéré (modèle de Freundlich ou de Langmuir). La seconde est la modélisation géochimique. Dans cette approche on formule indépendamment l'équation du transport et les lois d'action de masse et les lois cinétiques.

Approche couplée : distribution des polluants et transport des particules de sol

Cette approche est basée sur les équations du système qui comprend l'équation de Darcy, l'équation de continuité pour un fluide incompressible, l'équation de transport des particules et les équations d'états. Dans ces équations, les différents mécanismes de transport et un processus d'adsorption sont pris en compte. Pour calculer la concentration de polluant, il est nécessaire d'établir les équations de bilan. Les équations de bilan du transport de polluant expriment que, dans un volume élémentaire, la somme des entrées et des sorties de polluant est égale à la masse de polluant emmagasinée. En d'autres termes, il s'agit d'équations de conservation de la masse de polluant, exprimées en valeur moyenne ou homogénéisées sur un VER.

Dans le cas d'un polluant non réactif, c'est-à-dire en absence de réactions chimiques, l'intégration des phénomènes de convection, de diffusion moléculaire et de dispersion cinématique est donnée par l'équation de transport suivante:

$$\frac{\partial(nC)}{\partial t} + \nabla \bullet ((qC) - D\nabla C) = 0 \quad (1)$$

Les processus de transport dans les sols ont lieu principalement dans la phase liquide, par le réseau poreux rempli d'eau. En effet, quand les polluants entrent dans le sol, la plupart d'entre eux sont transportés par l'eau ou par les particules du sol en suspension. Cependant, le transport peut également être affecté par les processus de nature chimique, biologique et physique.

Dans une première approche, si on considère le phénomène de sorption, un terme additionnel doit être ajouté à l'équation de transport, ce terme représente l'interaction entre le contaminant et le milieu poreux. L'équation générale de transport en prenant en compte les phénomènes d'interaction s'écrit:

$$\frac{\partial(nC)}{\partial t} + \nabla \bullet ((qC) - D\nabla C) = \frac{\partial S}{\partial t} \quad (2)$$

Concernant le transport des polluants en phase aqueuse, les polluants peuvent migrer selon différentes formes : dissous, miscible, immiscible et en phase vapeur. On considère ici le transfert de polluants dissous en phase aqueuse et qui sont adsorbés sur des particules érodées.

Les échanges de polluants (métaux lourds tels que Zn, Cu, Pb) entre un fluide (la phase aqueuse) et les phases solides (particules transportées et squelette granulaire rigide) seront décrits en termes de coefficients de transfert cinétique. Par conséquent, en supposant que les réactions d'adsorption / désorption sont régies par une seule réaction réversible, un coefficient K_A contrôle le transport entre phase aqueuse du fluide et la suspension miscible ou la phase solide et un coefficient K_D contrôle le processus inverse.

Soit $C_e(x, t)$ la concentration d'un polluant dans la phase dissoute, mesurée en masse de polluant par unité de volume de fluide saturant le milieu poreux, $[kg/m^3]$. La conservation de masse des particules est alors décrite, en termes de concentration de polluants dans la phase dissoute (C_e) du fluide poral, par une équation phénoménologique d'advection-dispersion avec le processus d'équilibre géochimique (adsorption):

$$\frac{\partial(nC_e)}{\partial t} + \nabla \bullet (qC_e) - \nabla \bullet (D\nabla(C_e)) = -K_A C_e + K_D C_m \times C_{éros} \quad (3)$$

avec n la porosité variable, q la vitesse de Darcy du fluide (m/s), D le coefficient de dispersion (m^2/s), K_A et K_D les coefficients cinétiques d'absorption et de désorption du polluant (/s), C_m la teneur en polluant des particules (g/kg) et $C_{éros}$ la concentration de particules transportées (kg/m^3).

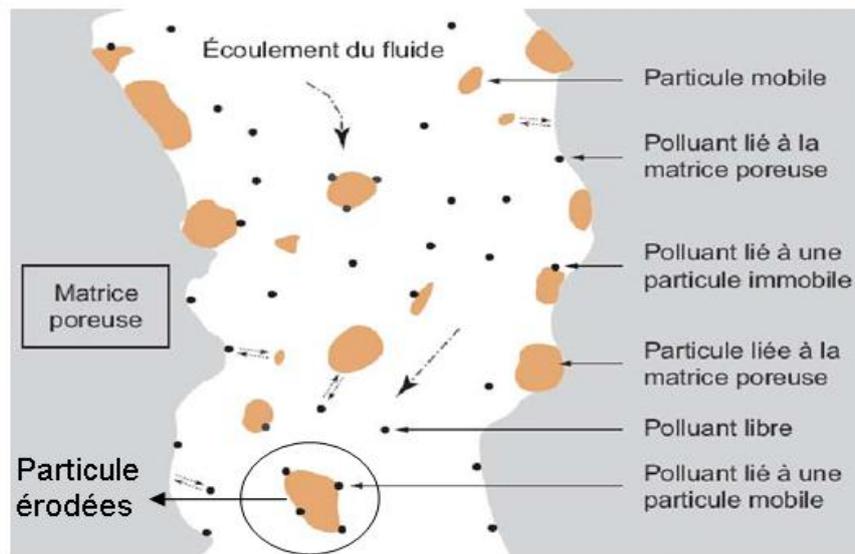


Fig. 2.4 - Transport des particules érodées facilitant le transport des polluants (Durin, 2006)

Le polluant transporté se partage entre la fraction dissoute et les particules transportées par le fluide poral (Fig. 2.4). Vis-à-vis du polluant de la fraction dissoute, la partie réactive possède un terme de perte (adsorption sur les particules) et un terme de gain (désorption du polluant des particules). Le terme de perte (adsorption ; $-K_A C_e$) est formulé comme le produit du coefficient cinétique d'adsorption et de la concentration de polluant dans l'eau (cinétique d'ordre 1). Le terme de gain (désorption ; $K_D C_m C_{éros}$) est le produit du coefficient cinétique de désorption et de la teneur en polluant de chaque particule multiplié par la concentration en particules dans le fluide poral (cinétique d'ordre 1).

L'équation proposée pour décrire l'évolution de la concentration (C_m) d'un polluant dans les particules du fluide poral est présentée ci-dessous

$$\frac{\partial(nC_m C_{éros})}{\partial t} + \nabla \bullet (qC_m C_{éros}) - \nabla \bullet (D\nabla(C_m \cdot C_{éros})) = K_A C_e - K_D C_m \times C_{éros} \quad (4)$$

La concentration de polluant des particules du fluide poral fait intervenir la teneur en polluant de chaque particule et la concentration en particules dans le fluide poral (préalablement déterminée par le modèle). Le terme réactif de l'équation (4) est opposé à celui de l'équation (3) pour la fraction dissoute et assure la conservation de la masse de polluant. De plus, pour chaque maille du modèle, et dans une première approche, l'ensemble des particules est considéré comme homogène en taille et transportant à une même vitesse le polluant. La déstabilisation des pores au cours de la migration des particules sera de plus prise en compte en faisant varier la porosité et la perméabilité comme des fonctions de la concentration de particules arrachées ou des dérivées par rapport au temps/espace de celle-ci.

Le couplage du transport de polluant avec les phénomènes d'érosion constitue l'originalité du travail de modélisation réalisé à l'échelle macroscopique. Des travaux récents sur la mobilisation des métaux trace à partir de sédiments et dans les sols sous-jacents ont permis de mettre en évidence une mobilité des polluants métalliques (Cu, Zn, Pb). Le transport des particules érodées joue un rôle important dans le transport des polluants. En fait, en présence de particules du sol en milieu aqueux, les polluants sont adsorbés et désorbés par les particules mobiles et immobiles.

Le modèle proposé est composé de trois modules (Fig. 2.5). Le premier module concerne la simulation de l'écoulement de l'eau. Le deuxième module calcule le transport et la production des sédiments constitués par l'érosion des particules de sol. Enfin, le troisième module porte sur les processus du transfert des substances chimiques sous forme dissoute ou particulaire. Le développement de ce modèle s'organise en deux étapes : un modèle représentant l'écoulement et le transport couplé avec l'érosion, et une seconde étape consiste à représenter l'évolution physico-chimique de transport des polluants.

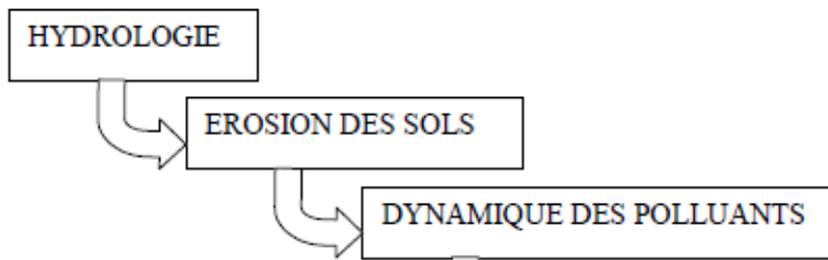


Fig. 2.5 - Structure du modèle proposé pour le transfert de polluant couplé à l'érosion

Les hypothèses du modèle sont les suivantes :

- les échanges avec les parois du matériau granulaire sont négligés ;
- le transport réactif d'un seul métal est étudié à la fois ;
- l'ensemble des particules porales est considéré comme homogène (même type de particules porales transportées par le flux d'eau) ;
- la modélisation du transport réactif comprend le transport hydrodynamique et les interactions physico-chimiques avec la matrice. Elle doit tenir compte des effets physiques et chimiques.

La formulation générale du modèle permet d'analyser des problèmes comprenant les processus d'advection, de diffusion, d'adsorption et d'érosion. Les équations gouvernant ce phénomène comprennent l'équation de Darcy, l'équation de continuité, les équations de transport (des polluants et des particules de sol), et une équation d'état qui relie la densité du fluide à sa concentration. Les équations générales qui décrivent le transport de polluant et l'échange de masse pour évaluer la concentration des particules érodées ($C_{éros}$), la concentration d'un polluant dans la phase dissoute du fluide porale (C_e) et la concentration d'un polluant dans les particules érodées (C_m) sont présentées ci-dessous :

$$\frac{\partial (nC_{éros})}{\partial t} + \nabla \cdot (nC_{éros} q) - \nabla \cdot (D \nabla C_{éros}) = C_{éros} \|q\| \chi \quad (5)$$

$$\frac{\partial (nC_e)}{\partial t} + \nabla \cdot (qC_e) - \nabla \cdot (D \nabla C_e) = -K_A C_e + K_D C_m \times C_{éros} \quad (6)$$

$$\frac{\partial (nC_m C_{éros})}{\partial t} + \nabla \cdot (qC_m C_{éros}) - \nabla \cdot (D \nabla (C_m C_{éros})) = K_A C_e - K_D C_m \times C_{éros} \quad (7)$$

où

χ est le coefficient d'érosion

$C_{éros}$ est la concentration des particules érodées transportées

C_e est la concentration des polluants dissous dans l'eau

C_m est la concentration des polluants transportés sur les particules érodées du sol

K_A est le coefficient cinétique d'adsorption du polluant avec $k_A = C_{éros} \times k_d \times k_D$

K_d est le coefficient de partage polluant-eau ou polluant-sol :

$$K_d (l/kg) = \frac{\text{concentration des polluants dans le solide (kg/kg)}}{\text{concentration des polluants dans l'eau (kg/l)}}$$

Les valeurs de K_d sont déterminées expérimentalement ou sont prises dans la littérature (AIEA, 2004).

K_D est le coefficient cinétique de désorption du polluant

n est la porosité totale avec $n = n_0 - (\chi_0 - \chi) / \gamma$, où γ est la densité des particules érodées.

Dispositif expérimental

Pour pouvoir valider ou extraire des résultats nécessaires au modèle, quelques échantillons sont préparés avec des mélanges de sable argile auxquels on ajoute des solutions chargées de métaux lourds pour ensuite soumettre les lits sableux à des phases d'érosion plus ou moins longues à l'aide du dispositif ci-dessous (Fig. 2.6).

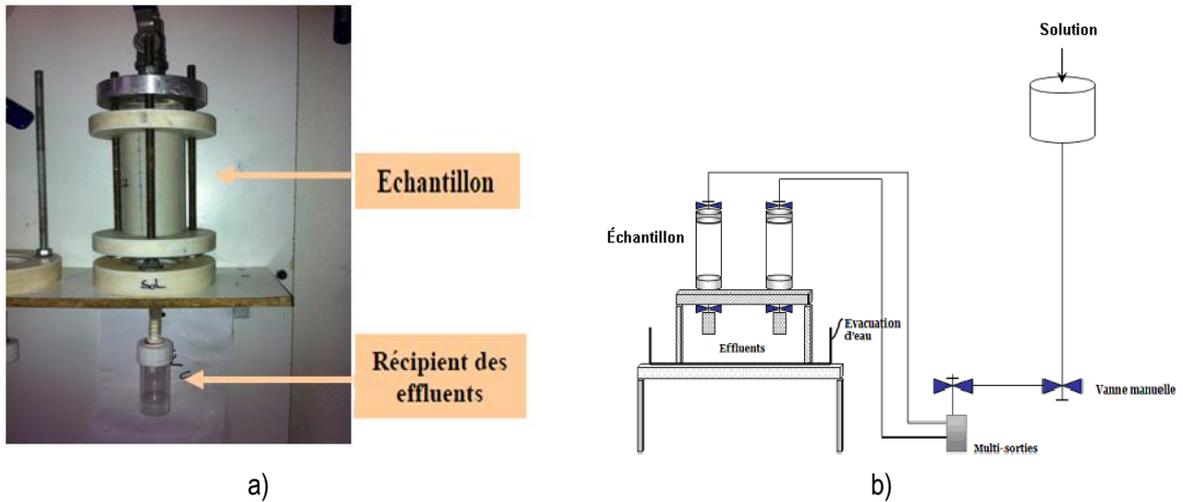


Fig. 2.6 – a) Photo du montage expérimental des cellules d'érosion ; b) Schéma de principe de l'expérience d'érosion

Résultats des simulations numériques

Les figures 2.7 a) et b) illustrent les résultats obtenus pour l'évolution de la concentration des métaux trace sur les particules de sol et la concentration des métaux sur les particules érodées. Nous constatons que le modèle rend bien compte de l'augmentation de la concentration de polluant C_m avec le temps et de la diminution par rapport à la distance au point d'injection.

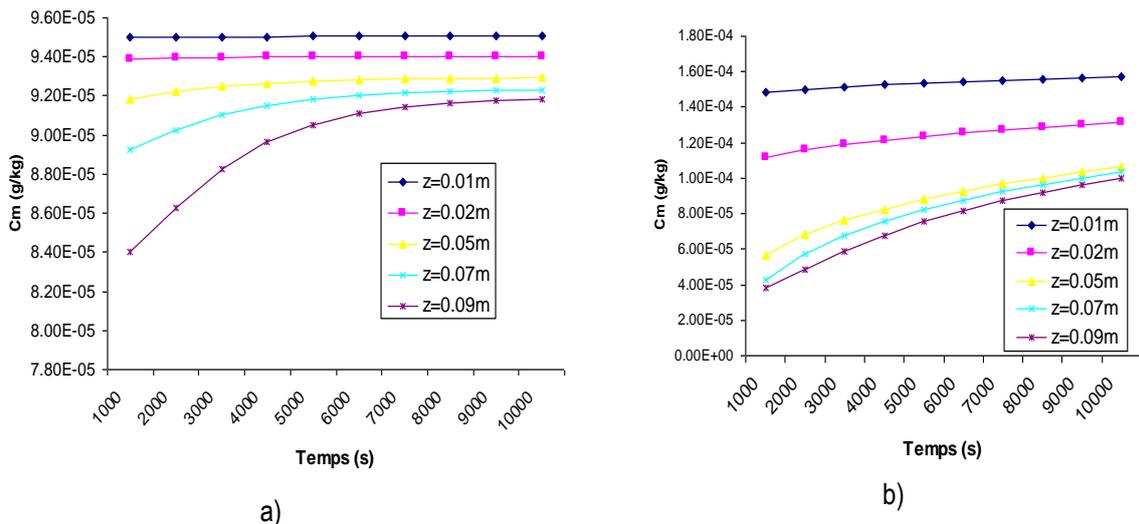


Fig. 2.7 – Concentration des métaux trace sur les particules du sol sur différents points de la colonne et en fonction du temps a) sans érosion; b) avec érosion des particules du sol

La figure 2.8 compare les simulations entre l'évolution de la concentration de polluants avec érosion et sans érosion.

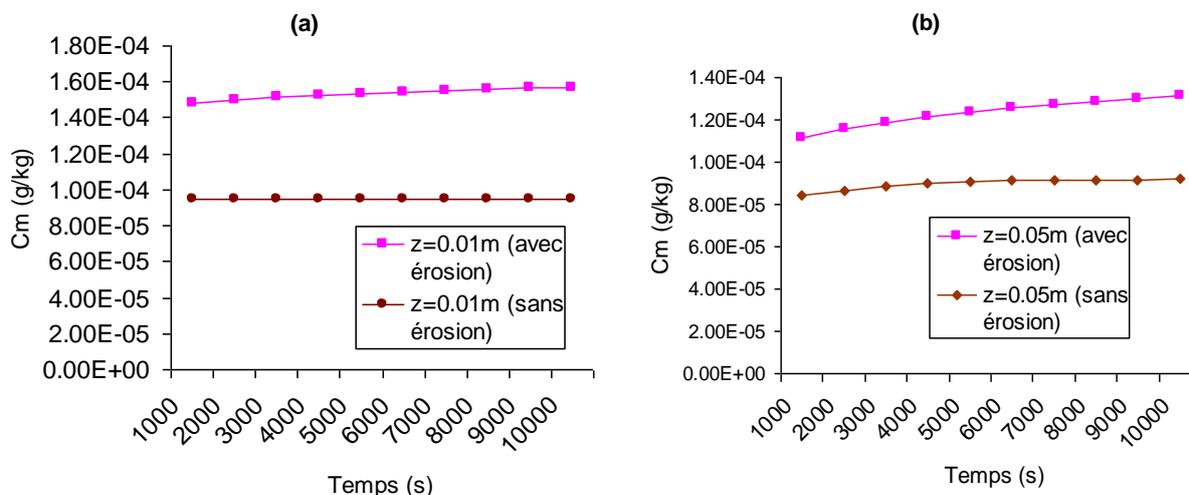


Fig. 2.8 - Comparaison entre la simulation de la concentration de polluants sur les particules avec et sans érosion sur différents points de la colonne et en fonction du temps.

Conclusions

Nous avons étudié les mécanismes du transport de métaux trace dans des argiles. L'objectif ici est de pouvoir modéliser les flux d'eau et de polluants à l'échelle macroscopique et ainsi d'étudier l'influence du phénomène d'érosion sur le transport du polluant. Le modèle que nous avons utilisé est composé d'un module concernant la simulation de l'écoulement de l'eau et d'un module calculant le transport et la production issus de l'érosion des particules de sol. Enfin, un module portant sur les processus de transfert des substances chimiques sous forme dissoute ou particulaire. Le modèle de transport utilisé est basé sur l'analyse d'un système d'équations différentielles non-linéaires. Nous avons également montré que les mécanismes d'érosion jouent un rôle majeur dans l'accélération de la distribution des polluants. Le modèle mathématique reproduit bien les effets de l'érosion interne. Il a permis le suivi de la distribution des changements structurels. Des tests de colonne et des essais batch ont été effectués pour permettre de caler les paramètres du modèle numérique. Ces résultats ont été utilisés dans l'interprétation des résultats du couplage entre l'érosion et le transport de polluants.

2.5 Vers une approche intégrée de la modélisation des transferts de polluants

Les différents constats établis au cours de l'étude ont été relatés à Nantes Métropole afin que les nouveaux éléments de connaissance puissent être intégrés dans la gestion du site. En particulier, des suggestions ont été faites par rapport au suivi des impacts de la décharge sur les eaux de surface et souterraines, et aux travaux de réhabilitation avant un éventuel réaménagement.

Les travaux de caractérisation et de modélisation menés sur l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves ont ainsi permis d'acquérir des éléments de connaissance sur la nature des polluants générés par la décharge, les transferts de polluants vers les eaux souterraines, le piégeage pendant le transfert, les eaux souterraines en tant que récepteur de polluants. Ils ont permis également d'apporter des éléments utiles à la gestion du site. Ils ont toutefois également soulevé plusieurs questions, dont la variabilité saisonnière des transferts, les propriétés hydrodynamiques de la nappe alluviale ou le devenir des substances médicamenteuses et phytosanitaires retrouvés dans le massif de déchets.

2.6 Bibliographie

- AFNOR, 1999. Qualité des sols (deux volumes), Association Française de NORmalisation, 566 et 408 pages.
- ANTEA, 2005. *Etude préalable à la réhabilitation de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves*. Rapport ANTEA A37426/B.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechtsen H.-J., Heron G., 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16(7-8), 659-718.
- Coates, J. T. and Elzerman, A. W., 1986, Desorption Kinetics for Selected PCB Congeners from River Sediment, *J. Contam. Hydr.*, 1:191-210.
- Karickhoff S., Morris K.R., 1985. Sorption dynamics of hydrophobic pollutants in sediment suspensions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4(4), 469-479.
- Le Guern C., Baranger P., Crouzet C., Bodéan F. et Conil P., 2003. Arsenic trapping by iron oxyhydroxides and carbonates at hydrothermal spring outlets. *Applied Geochemistry* 18(9), 1313-1323.
- Le Guern C., Lotram Y. avec la collaboration de P. Conil, 2009. Pollution des eaux et des sols en milieu urbain (POLESUR) – Contribution du BRGM (Année 1), Rapport d'avancement BRGM/RP- 57617-FR, 158 pages, 61 figures, 13 tableaux, 4 annexes. Document à accès réservé.
- Lotram Y., Le Guern C., Béchet B., Lassabatère L., Andrieu H., 2011. Transfert de polluants depuis une ancienne décharge urbaine - Apports de la caractérisation physico-chimique des déchets, *Techniques - Sciences – Méthodes*, N°10, 62-71.
- Thornton S. F., Tellam J. H. et Lerner D. N., 2000. Attenuation of landfill leachate by UK Triassic sandstone aquifer materials 1. Fate of inorganic pollutants in laboratory columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43, 327–354.
- Spierenburg A. et Demanze C., 1995. Pollution des sols : Comparaison - application de la liste néerlandaise. *Environnement & technologie* 146, 79-81.
- Wu, S.C. and P.M. Gschwend, 1986. Sorption kinetics of hydrophobic organic compounds to natural sediments and soils. *Environ. Sci. Technol.*, 20: 717-725.

3. MISE EN REGARD DES OBJECTIFS ET DES RESULTATS DU PROGRAMME POLESUR

L'objectif initial de constituer un groupement de recherche pour le pérenniser dans le cadre de l'IRSTV a été atteint. Les partenaires initiaux ont décidé de poursuivre leurs travaux communs et de proposer un programme de recherche fédératif (PRF), intitulé « Sols urbains » au comité directeur de l'IRSTV, ce qui a été accepté. Le consortium va donc engager de nouveaux travaux sur la période 2012 – 2015. Le nouvel objectif est d'asseoir le consortium dans le paysage national de la recherche sur les sols urbains et d'afficher ses spécificités. De nouvelles thématiques, notamment sur les platinoïdes et les sols reconstitués, pourraient être intégrés dans le PRF.

Le premier objectif du programme POLESUR concernait les spécificités des sols urbains et leur influence sur les transferts de polluants. Les travaux d'A. El Mufleh et d'A. Coulon ont mis en évidence les mélanges intimes de matière organique naturelle et anthropique dans les sols urbains et l'incidence forte de la nature de ces mélanges organiques sur les propriétés de mobilisation des polluants et sur les propriétés d'infiltration de l'eau.

L'étude des modèles de transfert de polluants tenant compte des spécificités physiques et chimiques (hétérogénéité, variabilité) des sols urbains a été réalisée de façon approfondie d'un point de vue bibliographique. Le travail d'A. Coulon couplant expérimentation et modélisation abordera la validation d'un modèle d'infiltration par une meilleure paramétrisation. Les modèles de transfert particulière vont pouvoir aussi bénéficier des apports de la thèse de T. Khalil.

L'objectif plus appliqué a été atteint

- d'une part par l'évaluation d'un procédé de traitement d'eaux de ruissellement routières par marais flottant, proposant ainsi une solution de gestion complémentaire d'une technique alternative ;
- d'autre part, par le développement d'une méthodologie d'étude de l'impact environnemental de la décharge de la Prairie de Mauves, s'appuyant sur la modélisation hydrogéologique des fluctuations de la nappe alluviale à l'échelle du bassin versant urbain.

7. Actions de valorisation économique, académique (hors publications) et sociétale menées dans le projet ¹

Valorisation académique

Le consortium POLESUR a conclu son programme de recherche par l'organisation d'un séminaire de restitution des travaux les 7 et 8 décembre 2011. Il a consisté la première journée en un ensemble de visites des sites expérimentaux, supports de l'acquisition de données : le bassin de rétention-infiltration des eaux urbaines de Boisbonne, équipé de son radeau flottant et l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves (visite, diaporamas des campagnes terrain réalisées). La deuxième journée, sur le site de l'Ifsttar, a comporté des exposés sur les travaux réalisés selon les deux axes du programme : la gestion des eaux pluviales urbaines et l'impact environnemental d'un site contaminé en milieu urbain, ainsi que deux conférences invitées. Elle s'est terminée par une table ronde avec des représentants de l'ADEME, de Nantes Métropole, du GIS Envirhônalp sur Lyon et de l'IRSTV nantais. Ces journées ont rassemblé 60 participants des communautés scientifiques et techniques sur les sols pollués en milieu urbain. Des représentants des équipes techniques des collectivités locales nantaises étaient aussi présents.

Un portail internet (<http://or.lcpc.fr/POLESUR>) a été créé pour la communication en interne et en externe mais il n'a pas été fonctionnel très longtemps du fait d'un manque de convivialité. Il est donc prévu afin de garder la mémoire du programme POLESUR et de faire profiter la communauté scientifique et technique des connaissances acquises de placer un ensemble de documents sur le site de l'IRSTV, dans la rubrique du programme de recherche « Sols urbains ».

Valorisation sociétale

Le sujet porté par le GEPEA/EMN a donné lieu à deux actions de valorisation auprès de professionnels du traitement de l'eau (APTEN) et d'une collectivité (SIAEAG), sous forme d'exposés sur les performances des marais flottants lors de journées techniques organisées en France métropolitaine et outre-mer (cf annexe pour plus de détails).

Créations ou évolutions significatives des formations d'enseignement supérieur

Plusieurs des membres du consortium POLESUR (BRGM, GeM, EPHOR, LPGN, Ifsttar) interviennent actuellement en enseignement en région Pays de Loire, avec des cours sur la thématique des sols urbains et des transferts en milieux poreux (AGROCAMPUS OUEST Angers, Master Cartographie et Gestion des Espaces à Fortes Contraintes, Master Recherche Sciences et Techniques des Environnements Urbains de l'IRSTV, cours spécialisées dans la filière Environnement de l'option disciplinaire « Génie Civil et Environnement » de l'Ecole Centrale de Nantes...).

Le développement des recherches dans le programme POLESUR a permis de renforcer et d'illustrer les enseignements donnés aussi bien dans le domaine de la gestion des eaux urbaines que de celles des sols pollués par la mise en place de travaux pratiques spécifiques :

- TP de terrain et projet tutoré dans le cadre du Master 2 Cartographie et Gestion de l'Environnement - Faculté des Sciences et Techniques de Nantes (bassin de Cheviré (visite), bassin de Boisbonne (TP 1 journée), Prairie de Mauves (visite et projet)) ;
- TP de modélisation de l'option Géo-environnement de la filière Génie Civil (Bac+5) de l'Ecole Centrale de Nantes.

¹ La valorisation est entendue au sens large et peut porter sur différents domaines et sur différentes actions :

- Valorisation académique : organisation de colloques, séminaires, conférences, promotion collective...
- Créations ou évolutions significatives des formations d'enseignement supérieur et notamment les masters et les formations doctorales.
- Valorisation économique : dépôt de brevets, protection de la propriété intellectuelle, activités de transfert et de prestation, recrutement d'un ingénieur de valorisation, création d'entreprise, etc.
- Valorisation sociétale : actions favorisant l'innovation dans les services publics (santé, sport, culture, collectivités locales,...) et les services collectifs développés par les acteurs de l'économie sociale et solidaire, applications cliniques.
- Actions de mise de débat de la science et de diffusion de la culture scientifique technique et industrielle

8. Impact du projet sur la structuration de la recherche en Pays de la Loire : rapprochement de laboratoires, création de structures fédératives... (1 page)

Lors du dépôt du programme POLESUR, le potentiel important de développement des travaux de recherche sur les sols urbains au niveau régional avait été souligné du fait du manque de regroupement des compétences sur ces sols particuliers. La proposition POLESUR avait alors été construite comme une première étape vers la création d'un groupement de recherche sur les sols urbains, qui pourrait être accueilli à terme au sein de l'IRSTV.

Le programme POLESUR a permis de mettre en synergie, avec des résultats prometteurs un ensemble d'équipes avec des compétences qui se sont élargies au cours du déroulement du programme. La réussite des collaborations et le souhait de les poursuivre a conduit le consortium à proposer, comme prévu, un **programme de recherche fédératif (PRF) au sein de l'IRSTV** (Institut de Recherche en Sciences et Techniques de la Ville) intitulé « **Sols urbains** ». Ce programme a vu le jour en 2011 et il est intégré dans le contrat quadriennal de l'IRSTV (2012 – 2015).

Objectifs

Ce programme s'inscrit dans le cadre de la gestion durable des sols (et des eaux) en milieu urbain. Il cible des objets de travail variés comme les jardins urbains, les sols viticoles péri-urbains, les friches industrielles, les sols reconstitués, des décharges, des ouvrages d'infiltration, pour lesquels différents objectifs sont visés: préservation des sols, requalification de sols, évaluation de l'impact environnemental. Différentes fonctions des sols sont considérées dans ce programme : épuration, milieu de transfert (eaux, pollutions), support de culture et de plantation. Il a aussi pour vocation de s'ouvrir aux chercheurs des sciences humaines et sociales, très présents en région Pays de Loire sur la problématique de la Ville. Cette ouverture a été initiée au travers d'un travail de doctorat en cours sur la végétalisation des friches urbaines.

Fonctionnement

Le programme a un rôle d'animation, de coordination et d'échanges. Il est structuré en projets spécifiques, à monter par objet ou problématique avec tout ou partie des partenaires, avec des co-financements à trouver. Il est prévu 3 à 4 réunions par an afin d'animer ce PRF. Une première réunion avec l'ensemble des partenaires a eu lieu pour présenter le fonctionnement général, une réunion spécifique sur les sujets de recherche est programmée en juillet 2012.

Partenaires

Consortium pluridisciplinaire, composé des équipes régionales du projet POLESUR (IFSTTAR-GER, BRGM-SGR-PAL, AgroCampus Ouest-EPHOR, Ecole des Mines de Nantes-GEPEA, Ecole Centrale de Nantes-Gem, Université de Nantes-LPGN, CSTB) enrichi par de nouvelles équipes de l'Université de Nantes (IGARUN en SHS et bio-phytoremédiation (LPGN Univ. Nantes)).

9. Effet levier du projet (réponse à d'autres appels à projets, insertion dans des réseaux...)

Le rapprochement des équipes dans le cadre du programme POLESUR a été effectivement d'ores et déjà un levier pour l'affichage au niveau national et les réponses à appel à projets.

Trois équipes se sont associées pour proposer à l'ADEME le projet OPUSS, état de l'art et analyse critique sur la Modélisation du Transfert de Polluants dans les sols et le sous-sol en milieu urbain. Un financement, comportant un contrat post-doctoral a été obtenu pour trois ans (2010-2012). Les partenaires sont le BRGM (coordinateur), GER/Ifsttar et le GeM/ECN. L'objectif du travail est également de proposer un retour d'expérience à l'échelle nationale de l'utilisation des codes couplés transport – géochimie sur les sols urbains.

Les liens avec l'OSUNA ont été développés, comme en témoigne le dépôt du projet **RS2E-OSUNA (2012-2015)** en 2011 sur l'appel à projets recherche de la Région des Pays de Loire. Les équipes sont plus particulièrement impliquées dans l'Axe 3, pollution des bassins versants proches, avec l'étude de 2 sites :

- Site 1 : sols viticoles du Muscadet
LPGN/U-Nantes, GER/IFSTTAR, EPHOR/AgroCampus Ouest (contributions BRGM et CSTB : cf. ANR GECUVE)
- Site 2 : ancienne décharge de la Prairie de Mauves
Suivi de l'impact de l'ancienne décharge sur les eaux souterraines, incluant les substances phytosanitaires et médicamenteuses. Inclus dans PRF Sols Urbains de l'IRSTV. Partenaires : BRGM, GER/IFSTTAR.

L'existence du consortium, les relations développées avec la Ville de Nantes et l'appartenance à des réseaux nationaux de certains partenaires (GER Ifsttar, LPGN Univ. Nantes) ont conduit à la participation au montage de **deux projets ANR, déposés début 2012** :

- JASSUR (Jardins Associatifs Urbains et villes durables : pratiques, fonctions et risques) : déposé en janvier 2012 à l'ANR Ville et Bâtiments Durables. Coordinateurs : ENSAIA Nancy, U-Marseille.
Partenaires régionaux (cf. IRSTV) : GER/IFSTTAR, LPGN/U-Nantes, GEPEA/EMN, EPHOR/AgrocampusOuest, BRGM.

Objectifs : Approche interdisciplinaire des fonctions, usages, modes de fonctionnement, avantages ou les dangers potentiels qu'induisent les jardins associatifs au sein de villes durables en émergence.

Le consortium Solurb bénéficie du soutien de la Ville de Nantes pour ce projet ;

- GECUVE (GEstion des contaminations en CUivre au Vignoble) : déposé en mars 2012 à l'ANR Agrobiosphère;
Partenaires régionaux : LPGN/U-Nantes (coordinateur), GER/IFSTTAR, BRGM, CSTB.
Développement d'un procédé de bio-phytorémediation des sols viticoles pollués au Cu.

Ces projets sont en cours d'évaluation. En date du 29 juin 2012, le projet JASSUR a été sélectionné sur liste principale de l'ANR. Les négociations financières sont en cours avant acceptation finale.

10. Perspectives

La constitution du consortium Solurb (IRSTV), suite à POLESUR, a commencé à assurer aux équipes une visibilité nationale sur la thématique des sols urbains en facilitant leur participation aux réponses à appels d'offres cités ci-dessus.

Le consortium a plusieurs perspectives à court et moyen terme :

- au niveau national :

- * proposition de projets de recherche ANR (site de la décharge de la Prairie de Mauves, substances émergentes, platinoïdes...). Des bases sont déjà jetées pour ces idées ;
- * réflexion à mener vis-à-vis d'une candidature basée sur la Prairie d Mauves pour intégrer le réseau SAFIR (Sites Ateliers pour la recherche et développement sur les sites pollués).

- au niveau international :

- * Intégrer le Groupe de travail international SUTMA (Sols urbains, industriels, routiers et miniers) de l'association internationale des sciences du sol pour faire connaître les travaux du consortium ;
- * développer les contacts nécessaires à la préparation de projets européens tels que SNOWMAN (Sustainable Management of Soil and Groundwater Pollution).

ANNEXE
Liste des publications et communications

		Publications multipartenaires	Publications monopartenaires
International	Revue à comité de lecture	<p><u>Parues</u> Ladislav S., El-Mufleh A., Gérente C., Chazarenc F., Andrès Y. and Béchet B. (2011). Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. <i>Water, Air and Soil Pollution</i>, DOI 10.1007/s11270-011-0909-3.</p> <p>Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Béchet B., Lassabatère L. and Charpentier S. (2010). Spatial distribution of sediments and transfer properties in soils in a stormwater infiltration basin. <i>Journal of Soils and Sediments</i>, 10(8), 1499-1509.</p> <p><u>Acceptée</u> Coulon A., El-Mufleh A., Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Béchet B., Charpentier S. (2012). Specific stability of organic matter in a stormwater infiltration basin, <i>Journal of Soils and Sediments</i></p> <p><u>Soumises</u> El-Mufleh A., Béchet B., Gaudin A., Ruban V. (2012). Trace metal fractionation as a mean to improve on the management of contaminated sediments from runoff water infiltration basins. <i>Environmental Technology</i></p>	<p><u>Parues</u> Khalil T., Saiyouri N., Muresan B. (2011). Internal Erosion of Reinforced Granular Materials: A mathematical modelling approach. <i>International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics</i>, (IF: 1,301), DOI: 10.1002/nag.1108.</p> <p>Muresan, B., Saiyouri N., Guefrech A. Hicher, PY (2011). Internal erosion of chemically reinforced granular materials: A granulometric approach. <i>Journal of Hydrology</i>. (IF: 2,4), Vol : 411, issues 3-4, pp : 178-184. DOI:10.1016/j.jhydrol.2011.09.009.</p> <p><u>Soumise</u> Ladislav S., Gérente C., Chazarenc F., Brisson J., Andrès Y. (2011). Performances of two macrophytes species in floating treatment wetlands for removal of heavy metals from urban stormwater runoff. <i>International Journal of Phytoremediation</i></p>
	Ouvrages ou chapitres d'ouvrage	El-Mufleh A., Béchet B., Geffroy-Rodier C., Grasset L., Ruban V. (2012). Speciation of trace metals in organic matter of contaminated urban sediments. Proceedings of the 10th Urban Environment Symposium, Alliance for Global Sustainability Bookseries, Vol. 19, Springer.	
	Communications (conférence)	Béchet B, Le Guern C, El Mufleh A., Khalil T., Ladislav S., Coulon A., Lotram Y., Saiyouri N., Andrès Y., Béaudet L., Cannavo P., Gerente C., Gaudin A., Charpentier S., Lakel L., Lassabatère L., Legret M., Ruban V., Charenzac F., Andrieu H. : POLESUR, an interdisciplinary research project on pollution transfer in the water-soil-plant system in urban area, SUITMA 6, 3-7 October 2011 Marrakech, Morocco.	<p>Coulon A., Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Charpentier S. (2011). Unusual degradation of organic matter in a stormwater infiltration basin sediment, SUITMA 6, 3-7 October 2011 Marrakech, Morocco.</p> <p>El-Mufleh A. (2009). Characterisation and modelling of the interactions between pollutants and solid matrix in mixed contaminated urban soils, World Wide Workshop for Young Environmental Scientists, Arcueil, France.</p>

		<p>El-Mufleh A., Béchet B., Gaudin A., Geffroy-Rodier C., Basile-Doelsch I., Ruban V. (2011). Comparison of physical and chemical methods to characterize trace metals and PAH fractionation in sediments of stormwater infiltration basin, SUITMA 6, 3-7 October 2011 Marrakech, Morocco.</p> <p>Le Guern C., Béchet B., Gujsaite V., Lotram Y., Saiyouri N., Khalil T., Roussel H. (2011). Modélisation du transfert de polluants dans le sol et le sous-sol en milieu urbain. International Conference-Exhibition on Soils, Sediments and water (Intersol), Lyon, Mars 2011.</p> <p>Le Guern C., Béchet B., Gujsaite V., Lotram Y., Saiyouri N., Khalil T., Guérin V., Bouzit M., Roussel H. (2011). Contaminant transport modelling in soils and subsoils in urban environment – a review. SUITMA 6, 3-7 October 2011 Marrakech, Morocco</p> <p>Lotram Y., Béchet B., Le Guern C., Lassabatère L., Andrieu H. (2011). Transfer of pollutants from an old urban landfill: physical and chemical characterization, IWA Specialist Groundwater Conference, 8-10 sept. 2011, Belgrade, Serbie.</p>	<p>El-Mufleh A., Béchet B., Ruban V. (2010). Study of trace metal-bearing phases in sediments from runoff water infiltration basins, NOVATECH 7th, Lyon, France.</p> <p>El-Mufleh A., Béchet B., Geffroy-Rodier C., Grasset L., Ruban V. (2010). Speciation of trace metals in organic matter of contaminated urban sediments, UES 10th (Urban Environment Symposium), Goteborg, Suede.</p> <p>Khalil T., Saiyouri N., Hicher P-Y. (2012). Reactive transport modelling – Mechanical-Chemical-erosion coupling, International Conference on Engineering Mechanics Institute (EMI) USA.</p> <p>Khalil T., Saiyouri N., Hicher P-Y. (2011). Coupled internal erosion with heavy metal transport modelling, International Conference on Engineering Mechanics Institute (EMI) USA 2011.</p> <p>Khalil T. & Saiyouri N., Modeling of internal erosion in reinforced granular material, ASCE « EMI 2010 », Los Angeles 8-11 Aout 2010.</p> <p>Ladislav S., Chazarenc F., Gerente C., Brisson J., Andrés Y. (2010). Performances of floating treatment wetlands to remove cadmium, nickel and zinc from urban stormwater runoff, 12th International Conference on Wetland System for Water Pollution International Control, 4 —9 Oct. 2010, Venice (Italy)</p> <p>Ladislav S., Gérente C., Chazarenc F., Andrés Y., Urban stormwater treatment: use of BOF slag as a sorbent for nickel removal, World Water Congress and Exhibition, 19-24 September 2010, Montreal, Canada, International Water Association (IWA).</p> <p>Ladislav S., Gérente C., Chazarenc F., Andrés Y., Pollutants transfer in urban stormwater ponds: heavy metals removal using floating wetlands, May 2010, Tartu (Estonie), IAEA Technical Meeting.</p> <p>Buragohain P. and Saiyouri N. (2010). Laboratory evaluation of retention capacity of a locally available soil for waste containment applications, GeoShanghai</p>
--	--	--	--

			<p>Liu X.-F., Saiyouri N., Hicher P.-Y (2010). Heavy metal transport in saturated clays: experimental study and numerical simulation, GeoShanghai.</p> <p>Liu X.-F., Saiyouri N., Yin Z.-Y., Hicher P.-Y (2010). Influence of heavy metal contaminants on the compressibility of clays, GeoShanghai</p> <p>Liu X.-F., Saiyouri N., Yin Z.-Y., Hicher P.-Y. Change of microstructure of clays due to the presence of heavy metal ions in pore water, , GeoShanghai.</p> <p>Muresan B., Idrissi M.A, Saiyouri N. (2010). Monitoring of internal erosion in reinforced granular material, ASCE « EMI 2010 », Los Angeles 8-11 August 2010.</p>
France	Revue à comité de lecture	Lotram Y., Le Guern C., Béchet B., Lassabatère L., Andrieu H. (2011). Transfert de polluants depuis une ancienne décharge urbaine - Apports de la caractérisation physico-chimique des déchets, <i>Techniques - Sciences - Méthodes</i> , N°10, 62-71.	
	Ouvrages ou chapitres d'ouvrage		
	Communications (conférence)	<p>Béchet B., Le Guern C., Lakel A., Saiyouri N., Andrès Y., Charpentier S, Gaudin A., Conil P., Khalil T., Gerente C., Chazarenc F., Ladislas S., El Mufleh A., Lassabatere L., Legret M., Beaudet L., Cannavo P. (2009). Le projet POLESUR (2008 - 2011) - Recherche fédérative multi-disciplinaire sur la POLLution des Eaux et des Sols en milieu URbain en région des Pays de la Loire, <i>Deuxièmes rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués de l'ADEME - Pollutions locales et diffuses</i>, Paris, octobre 2009.</p>	<p>El-Mufleh A. et co-auteurs (2011). Retour d'expériences sur les sédiments de bassins d'infiltration des eaux de ruissellement, séminaire du réseau HURRBIS (réseau des observatoires en hydrologie urbaine), Marne la Vallée, France.</p> <p>Guefrech A., Saiyouri N., Hicher, PY (2009). Rhéologie de gel de nanosilices colloïdales, AUGC 2009, Saint Malo</p> <p>Guefrech A., Saiyouri N., Hicher, PY (2010) Rhéologie des coulis d'injection à base de nanosilices colloïdales. AUGC 2010 – 28 èmes rencontres universitaires de génie civil – La Bourboule.</p> <p>Khalil T., Muresan, B., Saiyouri N., Guefrech A. Hicher, PY (2011). Modélisation du couplage entre érosion et filtration. Atelier thématique du Couplage Multi-Physiques et Multi-échelles en Mécanique Géo-environnementale (GdR MeGe), La Rochelle, juin 2009</p>

			<p>Liu X.-F., Saiyouri N., Yin Z.-Y., Hicher P.-Y. (2009). Transfert de solution de métaux lourds dans les sols saturés, AUGC 2009, Saint Malo</p> <p>Liu X., Saiyouri, N. (2011). Approche microstructurale du transfert de plomb dans des argiles consolidée et saturée. Rencontre AUGC, Tlemcen (Algérie), 29-31 Mai 2011.</p> <p>Liu X.-F., Saiyouri N., Yin Z.-Y., Hicher P.-Y. (2008). Transfert réactif en milieux poreux saturés : expérimentation et modélisation numérique, GFHN'08 «Groupe Francophone Humidimétrie et transferts en milieux poreux», 19 - 20 novembre 2008</p>
Actions de diffusion	Articles vulgarisation		
	Conférences vulgarisation	Séminaire de restitution POLESUR, Ifsttar Site de Bouguenais, 7 et 8 décembre 2011	<p>Ladislav S., Gerente C., Chazarenc F., Brisson J., Andres Y., Performances des marais flottants pour l'élimination du cadmium, du nickel et du zinc dans les eaux de ruissellement urbain, <i>19^{ème} Colloque des Journées Information Eaux</i>, 28-30 Septembre 2010, Poitiers, France [Association de Professionnels du Traitement des Eaux et des Nuisances (APTEN)].</p> <p>Ladislav S., Gérente C., Chazarenc F., Andrés Y., Transfert de polluants au sein d'ouvrages de traitement des eaux issues du ruissellement urbain – Mise en place d'un bioprocédé de traitement complémentaire, <i>8^{ème} Edition des Journées de l'Eau</i>, 13-17 Septembre 2009, CWTC Jarry, Guadeloupe [Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau et d'Assainissement de la Guadeloupe (SIAEAG)]</p>
	Autres		