



Dépérissements et mortalité des végétaux à la Barthale. Commune de Saverdun (09)



Francis KESSLER

Novembre 2016

Étude réalisée à la demande de M. Guillaume Blanc, propriétaire,
sur les conseils de la Direction régionale de l'Environnement, de l'Alimentation et du Logement (DREAL)



Merci à M. Guillaume Blanc pour son accueil et la visite guidée de sa propriété

Photo de couverture : *affaiblissement et dépérissement des arbres en lisière sud-est de la propriété..*

Sommaire

Éléments de contexte	5
I. Méthodologie	7
I.1. Prospections	7
I.2. Référentiel taxonomique	7
I.3. Détermination.....	7
I.4. Données brutes	7
II. Résultats	8
II.1. État des observations	8
II.2. Autres observations : espèces exotiques envahissantes.....	15
III. Commentaires	16
III.1 Considérations sur les phénomènes de dépérissement et de mortalité	16
III.2 Considérations sur la dynamique des espèces exotiques envahissantes	17
Conclusion	19
Bibliographie sommaire	20

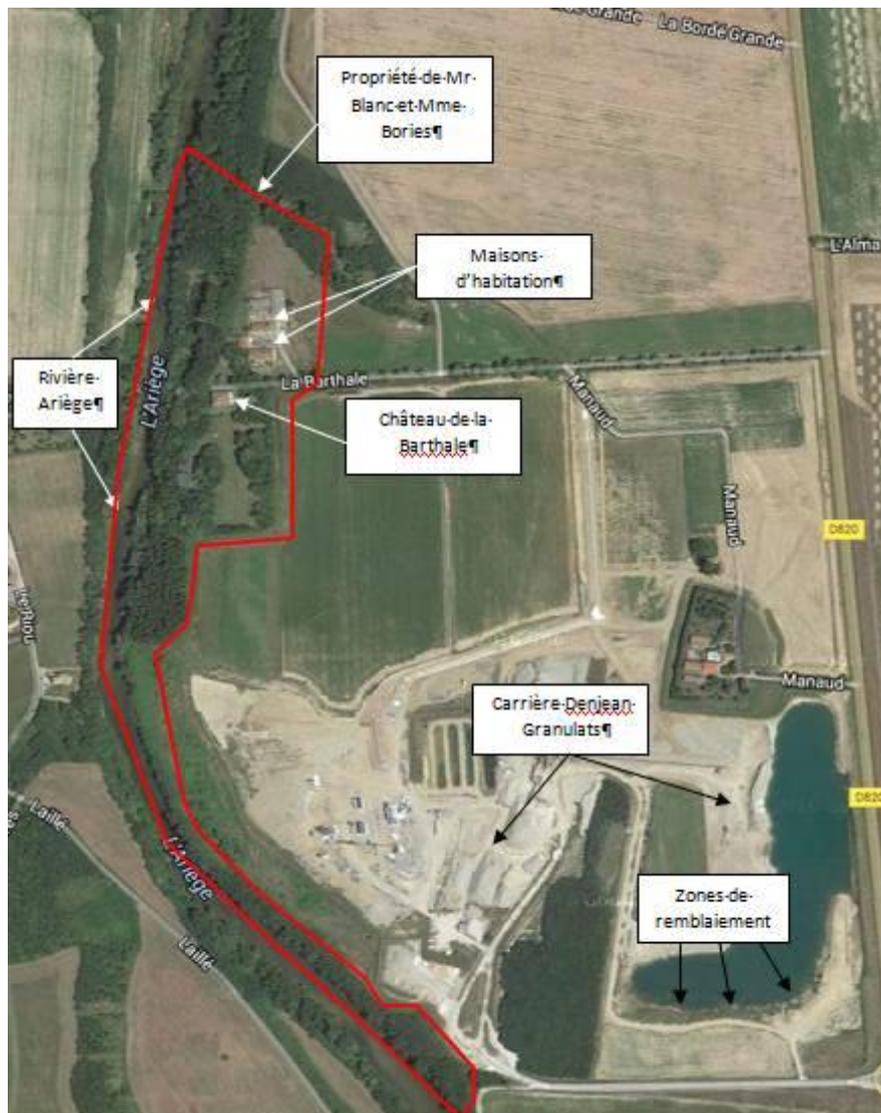
Éléments de contexte

Le 2 mai 2016, sur les recommandations de la Direction régionale de l'Environnement, de l'Alimentation et du Logement (DREAL), le Conservatoire botanique national de Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP) a été sollicité par Monsieur Guillaume Blanc, pour une expertise des végétaux de sa propriété, en relation avec une importante mortalité soudaine et dont l'extension est constatée depuis 3 ans.

Cette propriété de 12 ha se situe sur la commune de Saverdun (09), au nord de Pamiers, et s'étire sur 2 km en rive droite de la rivière Ariège. Elle est constituée principalement d'une ripisylve établie sur une terrasse alluviale irrégulièrement inondable, d'un parc arboré de 3 ha au sud d'une maison d'habitation (château de La Barthale) ainsi que d'une prairie de fauche relictuelle et d'un plan d'eau de petite surface à usage piscicole, alimenté par le ruisseau du Rioufol. Les terrains inondables en bord de l'Ariège sont dans un site Natura 2000, les autres terrains sont situés en ZNIEFF type I. Le parc arboré est l'une des deux zones naturelles patrimoniales (zonage Np) inscrites au PLU de la commune de Saverdun.

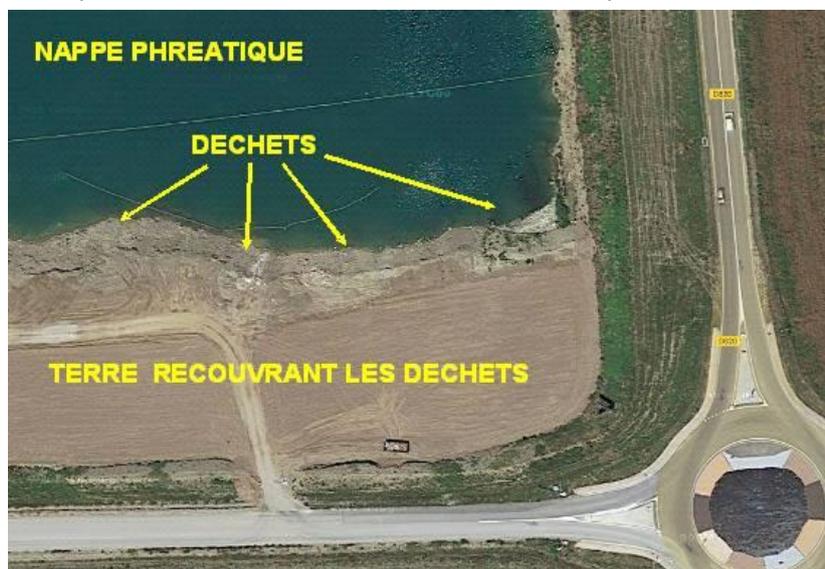
Cet ensemble se situe à l'aval d'une exploitation de granulats (Société Denjean Granulats) ayant démarré son activité en 2010, autorisée par arrêté préfectoral en date du 29 juin 2009.

La carte 1 ci-dessous visualise les différents éléments marquants décrits ci-dessus.



Carte 1 : plan de situation

La carrière excave les terrains pour l'extraction des alluvions jusqu'au plancher mollassique. Ce dernier, imperméable, retient une masse d'eau phréatique souterraine, mise à l'air par l'extraction. Au fur et à mesure de la progression vers le nord de ces travaux de terrassement, la partie excavée reçoit, en remplacement des matériaux prélevés, des stocks de déchets inertes, déversés à même la nappe, et recouverts en surface d'une couche de 30 à 60 cm de terre arable (carte 2). La société Denjean Granulats dispose aussi d'une station de délivrance des hydrocarbures.



Carte 2 : détail du remblaiement des excavations dans la nappe

Les conséquences de cette exploitation sont de plusieurs ordres :

- **hydrogéochimique** : pollution de la nappe en relation avec les processus industriels mis en œuvre pour l'exploitation des granulats d'une part (stockage des hydrocarbures par exemple) et libération des composants solubles issus de l'altération des déchets inertes déversés dans les eaux d'autre part (étude Hydroexpert et compléments d'étude hydrogéologiques effectuées à la demande des riverains et des associations à vocation environnementale) ;
- **biologique** : installation sur les matériaux foisonnés non exportés d'espèces exotiques envahissantes, opportunistes à dynamique expansionniste forte, capables de coloniser les milieux naturels mitoyens.

L'objectif de la présente étude consiste à réaliser un inventaire des végétations impactées par les dépérissements, à identifier les espèces dépérissantes et si cela est possible, d'évaluer les causes de ces mortalités. En même temps, en raison des travaux de terrassements réalisés et de la mise à nu des substrats alluvionnaires, constituant des facteurs favorables de colonisation d'espèces végétales opportunistes, un état des lieux est établi pour ce qui concerne les espèces exotiques envahissantes.

Cette expertise a été réalisée en une demi-journée de terrain et une journée de rédaction du présent rapport.

En l'absence de moyens spécifiques dédiés, le CBNPMP, avec l'accord de la DREAL, prend en charge à titre exceptionnel le temps passé dans le cadre de la dotation de fonctionnement allouée par l'État, permettant notamment certains appuis et expertises.

I.Méthodologie

Nous avons parcouru la propriété, en partant du parc arboré, significativement le plus atteint, pour ensuite explorer la partie sud et enfin longer la ripisylve à l'ouest et au nord des maisons d'habitation.

Nous avons noté les espèces malades, leur localisation au sein de végétations faisant l'objet d'une typologie simplifiée ainsi que la nature de leurs lésions. Les espèces exotiques, envahissantes avérées selon la liste contenue dans le plan régional d'action mené par le CBNPMP (Fontaine *et al.* 2014), ont été également relevées.

I.1. Prospections

La visite de cette propriété s'est effectuée en compagnie de son propriétaire, l'après midi du 13 mai 2016.

I.2. Référentiel taxonomique

Nous utilisons le référentiel nomenclatural en vigueur dans les Conservatoires botaniques nationaux, à savoir TAXREF 7.0, diffusé par le Muséum national d'histoire naturelle.

I.3. Détermination

Les espèces triviales ont été identifiées sur le terrain. Des prélèvements ont été effectués sur les Renouées (Polygonacées) pour examen et détermination à la loupe binoculaire au bureau.

I.4. Données brutes

L'ensemble des données produites sera saisi et cartographié dans le système d'information du CBNPMP.

II. Résultats

II.1. État des observations

Dans un souci de restitution synthétique, nous établissons préalablement une typologie des végétations observées (les termes soulignés sont ceux qui sont retenus dans l'en-tête du tableau 1 qui suit) :

- le parc arboré, composé d'une allée centrale herbacée, flanquée de part et d'autre d'arbres plantés à l'origine, de nos jours agés et imposants, à croissance libre et dotés d'un sous-étage feuillu dense.

Les espèces ornementales arborées sont très diversifiées : Cèdre de l'Atlas [*Cedrus atlantica* (Manetti ex Endl.) Carrière] et sa variété glauque, Frêne à fleurs (*Fraxinus ornus* L.), Buis (*Buxus sempervirens* L.), Savonnier (*Koelreuteria paniculata* Laxm.), Chêne vert (*Quercus ilex* L.), Pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.), Pin parasol du Japon [*Sciadopitys verticillata* (Thunb.) Siebold & Zucc.], Févier d'Amérique (*Gleditsia triacanthos* L.), Tilleul argenté (*Tilia tomentosa* Moench), Chêne pédonculé (*Quercus robur* L.), If (*Taxus baccata* L.), Palmier [*Trachycarpus fortunei* (Hook.) H.Wendl.], Séquoia de Chine (*Metasequoia glyptostroboides* Hu & W.C.Cheng), Sapin du Caucase [*Abies nordmanniana* (Steven) Spach], Cytise aubour (*Laburnum anagyroides* Medik.), Séquoia géant [*Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) J.Buchholz], Châtaignier (*Castanea sativa* Mill.), Marronnier (*Aesculus hippocastanum* L.),...

Les espèces ornementales arbustives sont également bien représentées : une quinzaine de variétés de Camélia (*Camellia japonica* L.), une vingtaine de variétés d'Hortensia de deux espèces (*Hydrangea macrophylla* (Thunb.) Ser., *Hydrangea paniculata* Siebold) ainsi qu'une dizaine de variétés de Rhododendrons d'espèces variées.

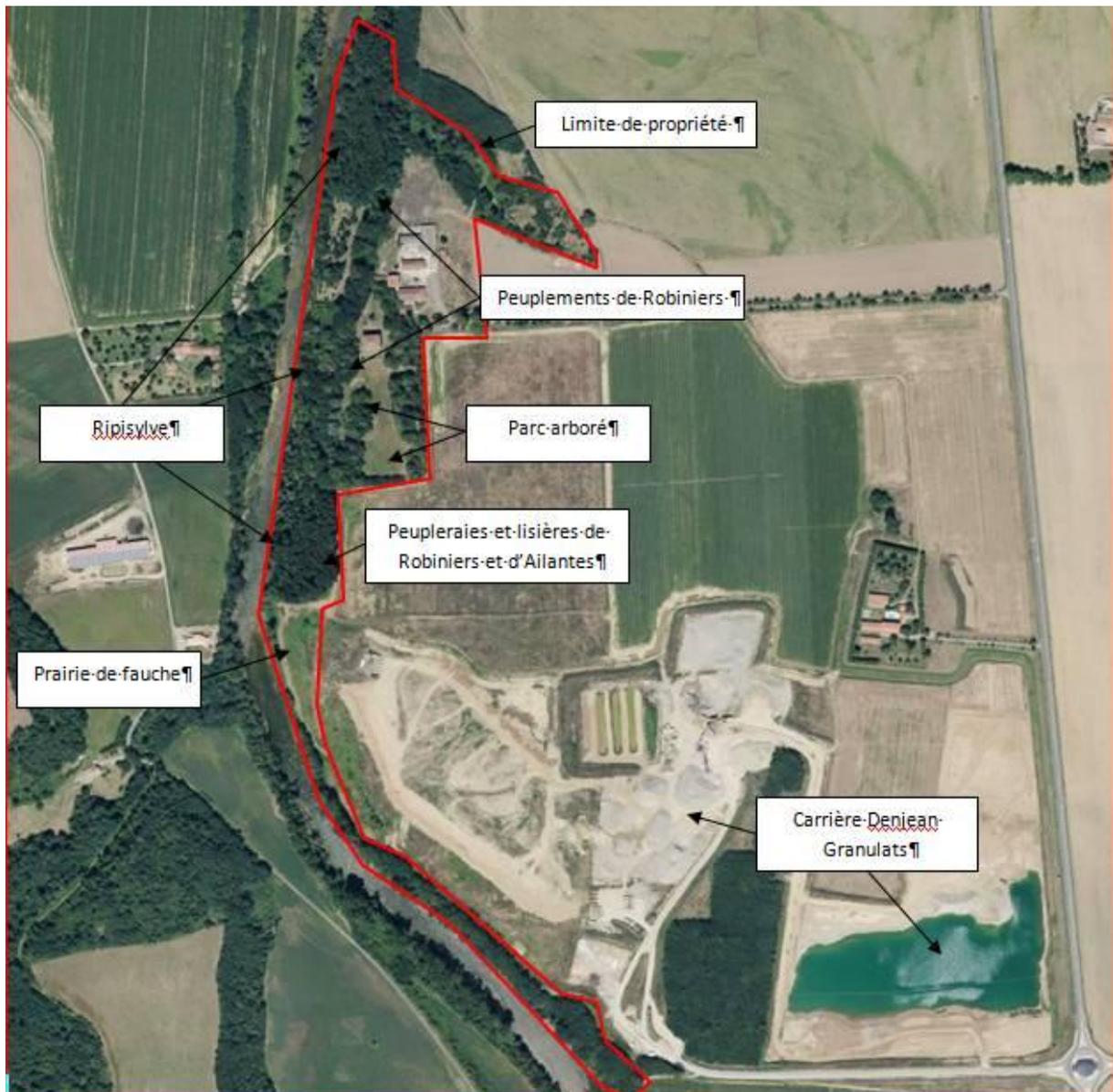
Les espèces de rente sont également présentes : pommier (*Malus domestica* Borkh.), poirier (*Pyrus* sp.) et pruniers [*Prunus domestica* subsp. *insititia* (L.) Bonnier & Layens].

- au même niveau topographique ainsi que sur le talus reliant cette terrasse à la terrasse inférieure inondable, des peuplements d'espèces sociales, introduites à l'origine (Peupliers hybrides euraméricains, Robiniers et Ailanthes) qui ont avec le temps élargi leur emprise. Ces essences constituent ainsi secondairement des lisières aux autres formations grâce à leur capacité de multiplication végétative (marcottage naturel notamment) ;

- sur la terrasse inférieure et jusqu'aux bords de l'Ariège, une ripisylve constituée, d'implantation ancienne, établie sur sol alluvial frais à localement humide (accueillant des cariçaies intraforestières), entrecoupé de résurgences et d'écoulements phréatiques qui se déversent dans l'Ariège. Cette formation riveraine est dominée par les essences indigènes attendues dans ce type de milieu, à savoir le Chêne pédonculé (*Quercus robur* L.), le Frêne commun (*Fraxinus excelsior* L.), l'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa* L.) et le Saule blanc (*Salix alba* L.). Deux peupleraies à espèces variées (*Populus nigra* L. ; *Populus X canadensis* Moench.) ont été implantées ainsi qu'un alignement de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* Franco) au nord.

Cette terrasse présente un riche cortège herbacé caractéristique de ce type de formation sur sols frais à localement humide : Laîche à épis pendants (*Carex pendula* L.), la Pulmonaire affine (*Pulmonaria affinis* Jordan), la Consoude tubéreuse (*Symphytum tuberosum* L.), le Lamier jaune (*Lamium galeobdolon* L.), l'Euphorbe douce (*Euphorbia dulcis* L.), la Grande Prèle (*Equisetum telmateia* Ehrh.) et diverses fougères (*Osmonda regalis* L., *Asplenium scolopendrium* L....).

Ces différents types de peuplements sont repérés sur la carte 3 ci-après.



Carte 3 : localisation des végétations selon la typologie adoptée

La nature des dommages observés peut se résumer de la façon suivante (les mots soulignés sont également ceux qui apparaissent dans le tableau):

- faible productivité, se caractérisant par des accroissements et des pousses végétaives faibles ;
- dépérissements en cime ou en bouts de rameaux (photo 1) ;
- mortalités se traduisant préalablement par un effondrement du système racinaire (réduit à un « moignon »), qui, n'assurant plus sa fonction d'ancrage dans le substrat, et par suite d'un poids trop élevé de la partie aérienne (houppier), fait tomber l'arbre au sol (photo 2, 3, 5). Cette attaque du système racinaire peut être suivie par une attaque cryptogamique entraînant la pourriture cubique du cœur de l'arbre (photo 3) et le décollement de l'écorce (consécutif à des attaques de Scolytidés non déterminés, qui affectent principalement les arbres dépérissants).



Photo 1 : dépérissement et mortalité sur Ailanthus (*Ailanthus altissima*)



Photo 2 : écoulement suite au poids trop élevé du houppier d'un Tilleul argenté (*Tilia tomentosa*)



Photo 3 : pied d'un gros buis (*Buxus sempervirens*) récemment écroulé montrant l'atrophie du système racinaire ; les feuilles sont en bon état et les Scolytidés absents.



Photo 4 : écroulement récent d'un peuplier (*Populus X canadensis*) dans la ripisylve en basse terrasse à quelques mètres de l'Ariège.



Photo 5 : détail du chignon racinaire fortement altéré du peuplier de la photo 4.

On remarque sur la photo 5 précédente :

- (1) la faible profondeur d'enracinement de cet arbre d'environ 25 mètres de hauteur,
- (2) l'appauvrissement du chignon racinaire : les racines sont très courtes et en majorité nécrosées.

La nappe phréatique souterraine constitue un obstacle naturel pour les plantes ligneuses ; elle réduit le volume de sol exploitable par ces végétaux dont les racines ne peuvent souvent s'implanter durablement dans la zone saturée en eau ou à même la nappe.

En raison de la faible réserve en eau utile du sol à dominante de graves alluvionnaires sablo - siliceuses, les racines de la majorité des espèces arborées du parc, à la recherche de l'humidité, viennent au contact de la frange capillaire issue de la nappe. Certaines espèces tolèrent des immersions temporaires (peupliers, Cyprès des marais,...) et leurs racines se situent dans la zone saturée en période de hautes eaux. Ce phénomène est parfaitement naturel.

Cependant, ces espèces arborées seront particulièrement sensibles à toute altération par pollution des eaux de la nappe, des sources ou des cours d'eau qu'elles alimentent en raison de leurs contacts étroits avec la nappe phréatique.

Cette sensibilité à la pollution des eaux et du sol devient d'autant plus prégnante que des volumes importants de graves alluvionnaires (qui filtrent et épurent les eaux souterraines) sont retirées) du fait de l'activité de la carrière (et rappelons-le, remplacées par des déchets).



Photo 6 : Inhibition de la croissance printanière d'un groupe de cèdres de l'Atlas (*Cedrus atlantica* L.) d'environ 25 m de hauteur au sud-ouest du parc.

Sur les photos 6 et 7, on note les symptômes suivants :

- (1) l'absence de pousses vertes claires et de bourgeons au mois de mai,
- (2) l'aspect assombri des aiguilles traduisant une réduction de l'activité métabolique,
- (3) l'absence de bourgeons et de cônes,
- (4) le jaunissement partiel ou total de certaines aiguilles,
- (5) le dessèchement de multiples branches évoquant une atteinte du système racinaire alors que la pluviométrie a été significative pendant cette période printanière.

Le tableau 1 ci-après présente par espèce, la nature des dommages observés en fonction de la typologie des végétations établie, cette dernière permettant une localisation en se reportant à la carte 2.



Photo 7 : Dessèchement de cèdres de l'Atlas (*Cedrus atlanticus* L.) à l'ouest du parc.

Nom scientifique (latin)	Nom scientifique (français)	Statut d'indigénat	Nature des dommages observés	Localisation
<i>Ailantus altissimus</i> (Mill.) Swingle	Ailante du Japon	E	Dépérissement Mortalité	Peuplement introduits et lisières
<i>Buxus sempervirens</i> L.	Buis toujours vert	I	Mortalité	Parc arboré
<i>Fraxinus ornus</i> L.	Frêne à fleurs	E	Dépérissement Mortalité	Parc arboré
<i>Cedrus atlanticus</i> L.	Cèdre de l'Atlas	E	Faible productivité	Parc arboré
<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm	Savonnier	E	Mortalité	Parc arboré
<i>Quercus ilex</i> L.	Chêne vert	E	Mortalité	Parc arboré
<i>Quercus robur</i> L.	Chêne pédonculé	I	Dépérissement Mortalité	Ripisylve
<i>Robinia pseudacacia</i> L.	Robinier faux-acacia	I	Mortalité	Peuplement introduits et lisières
<i>Taxus baccata</i> L.	If	E	Mortalité	Parc arboré
<i>Tilia tomentosa</i> Moench	Tilleul argenté	E	Mortalité	Parc arboré

Tableau 1 : Liste des espèces (10) et nature des dommages observés

II.2. Autres observations : espèces exotiques envahissantes

Le tableau 2 récapitule les espèces exotiques envahissantes présentes sur le site. Le « statut régional » désigne le caractère envahissant ou non de l'espèce considérée tel qu'il apparaît dans le Plan régional d'actions sur les Plantes Exotiques Envahissantes en Midi-Pyrénées (Fontaine *et al.* 2014).

Nom scientifique (latin)	Nom scientifique (français)	Statut régional	Fréquence	Enjeux biodiversité
<i>Buddleia davidii</i> Franchet	Buddleia de David	Envahissante avérée	C	
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	Impatiente de l'Himalaya	Envahissante avérée	AC	
<i>Reynoutria X bohemica</i> J. Holub	Renouée de Bohême	Envahissante avérée	CC	

Tableau 2 : Liste des espèces exotiques envahissantes observées et fréquence

La fréquence (C = commun, CC = très commun, AC = assez commun) est donnée à titre indicatif, à « dire d'expert » sur la base de nos observations.

Les enjeux relatifs à la biodiversité (rouge = fort ; orange = moyen) témoignent de l'impact des populations de ces espèces, telles qu'observées à l'occasion de notre seul et unique passage sur le site.



Photo 8 : vue rapprochée de la Renouée de Bohême (*Reynoutria X bohemica*)

III. Commentaires

III.1 Considérations sur les phénomènes de dépérissement et de mortalité

Le tableau 1 montre que les espèces atteintes :

- concernent essentiellement des ligneux de la strate arborée dominante, et à un degré moindre, des ligneux de la strate arborée dominée ;
- concernent des individus d'âge et de statut d'indigénat varié (indigène, subspontané, naturalisé) ;
- appartiennent à familles botaniques différentes (Buxacées, Fabacées, Fagacées, Oléacée...).

Les observations qui précèdent interdisent de conclure que les dommages identifiés (dépérissement, mortalité) soient attribuées au seul vieillissement des arbres en place. Ce dernier phénomène ne peut être exclu *a priori* mais ne peut expliquer à lui tout seul, si cela était le cas, la forte mortalité simultanée constatée de ligneux d'âge et de familles botaniques (taxons) variés et sur une superficie aussi vaste (plusieurs hectares). En revanche, on peut conclure que les strates atteintes sont celles qui possèdent naturellement l'enracinement le plus profond, au contact de la partie supérieure (plafond) de la nappe phréatique.

De même, les zones de mortalité ou de dépérissement sont localisées au sud-sud-est du château de la Barthale (voir carte 3), c'est-à-dire dans les zones les plus proches de l'exploitation et à un niveau topographique identique. Elles s'étendent vers le nord-ouest en direction de la rivière. Les abords immédiats des résurgences phréatiques émergeant dans la ripisylve (non représentées sur la carte 3) présentent également quelques mortalités d'arbres adultes mais ces phénomènes restent localisés dans cette formation.

La peupleraie sur la basse terrasse alluvionnaire présente de nombreux individus porteurs de gui (*Viscum album* L.). Ce phénomène peut constituer un signe d'affaiblissement des arbres qui en sont atteints, affaiblissement qui serait une conséquence de l'altération du système racinaire de ces grands arbres de la ripisylve.

La strate herbacée et arbustive basse n'est en revanche pas impactée par ces phénomènes de dépérissement et de mortalité.

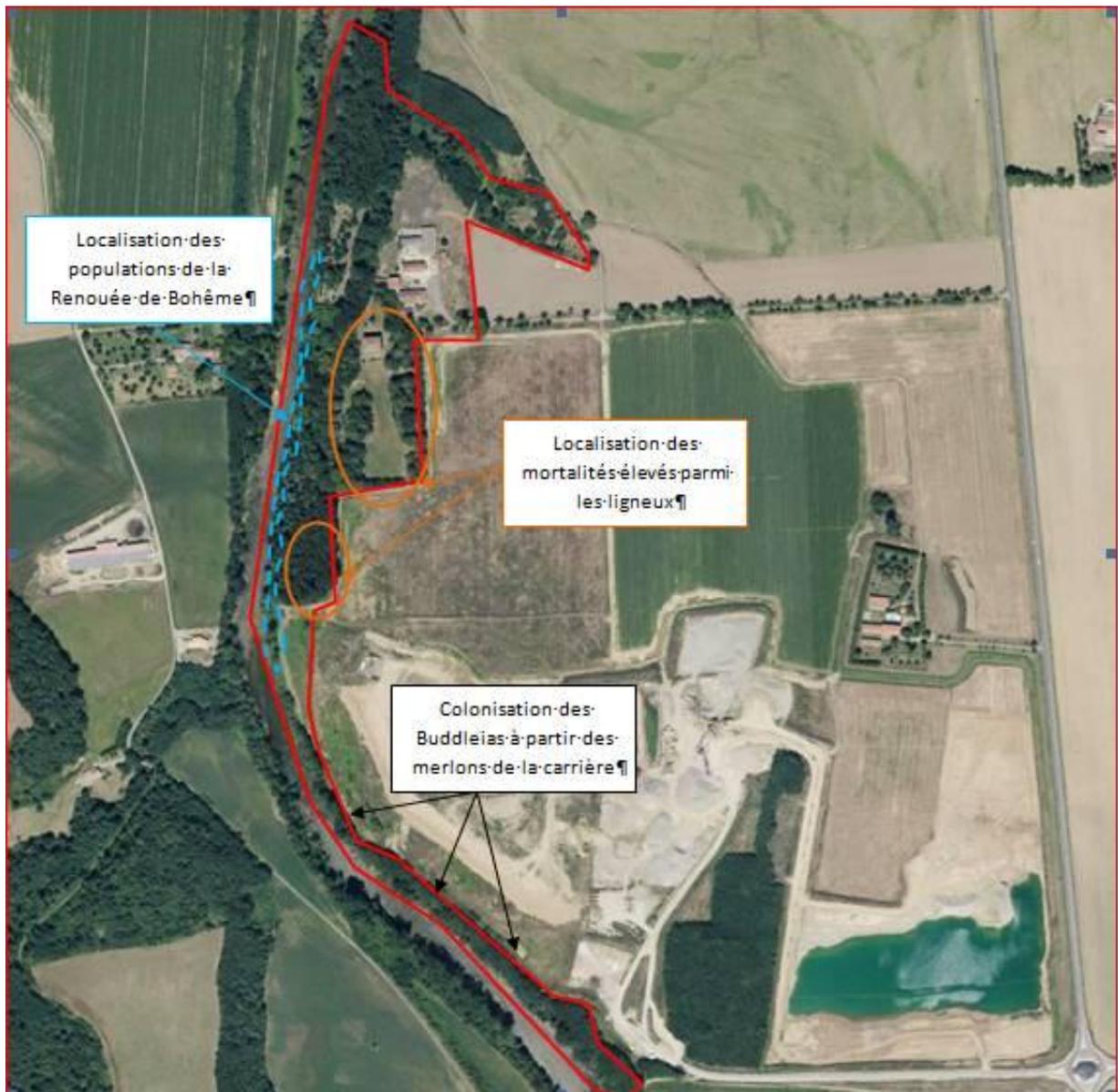
La similarité des atteintes racinaires et des symptômes observés sur les arbres du parc ou de la ripisylve en basse terrasse permet de conclure que le même mécanisme est à l'origine des dépérissements et des mortalités relevées.

Ces mortalités et dépérissements apparaissent en relation avec les circulations d'eau souterraines de sens sud-est/nord-ouest, fluctuant selon le niveau de la nappe souterraine.

En effet, ces eaux présentent une qualité dégradée, chargée de polluants dissous (métaux lourds notamment) capables de nécroser le système racinaire : à ce titre, les fortes concentrations d'aluminium mises en évidence dans les résultats des auto-contrôles du carrier et synthétisées par l'étude complémentaire (Ricaud & Mondain, 2015) peuvent s'avérer être un facteur explicatif car son action négative sur le système racinaire des végétaux est bien connue (Segalen, 1973)

À ce titre, l'annexe 1 jointe à ce rapport, apporte des compléments en la matière, issus d'études réalisées *in situ* et de données bibliographiques, rassemblées et mise en forme par M. Blanc. Ils mettent l'accent sur :

- l'occurrence de l'aluminium dans la nappe phréatique du site ;
- la toxicité de cet élément vis-à-vis des plantes.



Carte 4 : localisation des zones à enjeux

III.2 Considérations sur la dynamique des espèces exotiques envahissantes

Le tableau 2 et la carte 4 ci-dessus mettent en évidence deux phénomènes assez récents : si la présence de la Balsamine de l'Himalaya peut s'avérer ancienne, au regard des connaissances sur la répartition de l'espèce dans la région, il n'en est pas de même de l'installation de la Renouée et du Buddleia qui semble récente :

- l'Arbre à Papillons (*Buddleia davidii*) colonise le merlon fermant l'emprise de la carrière au sud. Sa capacité de colonisation est connue (Muller, 2004) sur ce type de substrat à texture grossière (sables et graviers), notamment le long des bancs de graviers des torrents pyrénéens ;
- la Renouée de Bohême (*Reynoutria X bohémica*) possède sur le site un foyer semble-t-il fondateur, à l'interface de la prairie de fauche et de la ripisylve (photo 9), au niveau d'une zone récemment terrassée par le carrier. Ce foyer s'est étendu ensuite vers le nord (l'aval) le long de l'Ariège.



Photo 9 : zone de colonisation de la Renouée de Bohême

Conclusion

Notre visite de terrain nous a permis de constater un excès de mortalité et de dépérissement d'arbres adultes dans le secteur localisé au nord-est de la carrière d'extraction de granulats, en activité depuis 2010. Nos observations de terrain évaluent l'extension actuelle des phénomènes depuis le sud-est du parc jusqu'à la ripisylve aux abords de la rivière Ariège au sud-ouest ainsi qu'au nord-ouest sur la basse terrasse alluviale.

Le facteur signifiant commun à ces mortalités récentes relève de l'atrophie du système racinaire, entraînant à terme la mort des arbres, précédée ou non selon les espèces, d'un pourrissement du coeur et d'un décollement de l'écorce (des attaques de scolytes ont été constatées sur des Frênes à fleurs et des Ailanthes ainsi qu'une colonisation par du gui des Peupliers : elles apparaissent secondaires à l'affaiblissement du système racinaire de ces arbres).

La relative diversité d'essences (11 espèces atteintes) et d'âge, la superficie impactée, exclut à priori une causalité liée au vieillissement (même si celui-ci n'est pas à exclure individuellement).

En revanche, il existe de fortes présomptions vis-à-vis des concentrations importantes en métaux lourds (notamment en aluminium), contenus dans les eaux phréatiques, ceux-ci pouvant provenir de l'altération par immersion des déchets inertes servant à combler les gravières en eau issus de l'extraction des granulats. Les concentrations d'hydrocarbures relevées dans la propriété de M. Blanc jusqu'en ripisylve peuvent également contribuer aux mortalités mises en évidence dans notre rapport.

Les symptômes observés tant au niveau du système racinaire que des houppiers et la diffusion des troubles apparaissent **caractéristiques d'une phytotoxicité aluminique à l'origine des désordres observés**, les concentrations d'aluminium relevées dans les eaux au sein du périmètre de la carrière étant **10 à 20 fois supérieures** aux concentrations toxiques normales pour les plantes sensibles (voir annexe).

Ces dysfonctionnements ne pourront s'éteindre de fait dans la mesure où :

- le volume de graves alluvionnaires qui filtrent et épurent les eaux souterraines sont retirées des terrains par l'activité de la carrière riveraine ;
- des déchets allochtones *a priori* toxiques pour les arbres viennent contaminer la nappe phréatique et les eaux d'imbibition du sol.

Par conséquent, sans intervention, les dépérissements et mortalités constatés sur les essences arborées ornementales du parc de la Barthale et des arbres de la ripisylve n'ont aucune raison de s'éteindre, la persistance de ces phénomènes pouvant même à terme accélérer le processus avec pour conséquence une disparition possible de la strate arborescente, notamment au niveau du parc.

Par ailleurs, les travaux de terrassement et d'implantation de merlons constituent un **terrain favorable à l'implantation d'espèces exotiques envahissantes**, que nous avons pu constater *de visu* et qui colonisent la ripisylve de l'Ariège. Nous recommandons la lecture du Plan régional d'actions sur les plantes exotiques envahissantes en Midi-Pyrénées (Fontaine *et al.* 2014) et d'évaluer les méthodes de lutte qu'il importe de mettre rapidement en oeuvre pour tenter de contenir ces espèces envahissantes et minimiser leurs impacts en termes de biodiversité.



Photo 10 : vue du parc arboré avec Cèdre à cime sèche ; au fond, les équipements de la carrière.

Bibliographie sommaire

FONTAINE M., CAMBECEDES J., BARASCUD Y., BIRLINGER A. & TRIBOLET L., 2014. *Plan régional d'actions : Plantes Exotiques Envahissantes 2013-2018*. DREAL Midi-Pyrénées, 95 p.

MULLER S. (coord.), 2004. *Plantes invasives en France*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, Patrimoines naturels 62 :176 p.

RICAUD A. & MONDAIN P.-H., 2015. *Expertise hydrogéologique sur la carrière de sables et graviers aux lieux-dits LA BORDE-GRANDE, MANAUD et SAINT-PAUL, SAVERDSUN (Ariège)*. Calligée et Calligée Sud-Ouest, Scinces et Techniques Géologiques. Première édition, 38 pages + Annexes.

SEGALEN P., 1973. *L'aluminium dans les sols*. Documentations techniques n°22. ORMSTOM 284 p.

Dépérissement et mortalité des végétaux à la Barthale, Commune de Saverdun (09)

Annexe : Compléments sur la phytotoxicité de l'aluminium

Document préparé par M. Guillaume Blanc

SOMMAIRE

I.	Introduction.....	22
II.	Caractéristiques générales du sol de la Barthale	22
III.	Occurrence de l'aluminium dans la nappe phréatique	23
	III.1. Etat historique sur la qualité des eaux au droit du site et présenté dans le DDAE	23
	III.2. État initial historique reconstitué.....	23
	III.3. Répartition spatiale des métaux dans les eaux de la carrière	26
	III.4. Distribution de l'aluminium dans l'eau du sol.....	28
	III.5. Facteurs amplifiant la toxicité de l'aluminium dans l'eau du sol.....	29
IV.	Comportement de l'aluminium dans l'air	30
V.	Toxicité de l'aluminium chez les plantes	30
	V.1. Effets cellulaires	30
	V.2. Symptomatologie de la phytotoxicité aluminique.....	30
	V.3. Concentrations de références	31
	V.4. Persistance de l'aluminium dans l'environnement.....	33
	V.5. Biodisponibilité et bioaccumulation chez les plantes	33
VI.	Conclusion	34
VII.	Éléments bibliographiques	35

I. Introduction

Les éléments suivants sont tirés de la littérature et de bases toxicologiques publiques ; ils viennent compléter le diagnostic des phénomènes de dépérissements et de mortalités observés sur les végétaux de La Barthale sur la commune de Saverdun (09), relevées lors de l'étude réalisée par le Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées au mois de mai 2016.

Ces éléments sont orientés sur la toxicité des éléments métalliques, principalement l'aluminium, suggérés par la nature des lésions identifiées sur le site (affaiblissement des systèmes racinaires, dessèchement des houppiers,...), contemporaines de sa mise en évidence par l'étude hydrogéologique qui synthétise les résultats des auto-contrôles de la carrière dans les eaux (Ricaud and Mondain, 2016)

II. Caractéristiques générales du sol de la Barthale

Le sol fournit et régule les ressources minérales et hydriques des plantes. C'est aussi le principal système épurateur naturel des eaux, qui retient et dégrade les contaminants dissous dans l'eau

Les caractéristiques générales de ce sol sont résumées ci-dessous.

C'est un sol fluvio-alluvionnaire à bouldiers caillouteux. Ce sol jeune, issu de dépôts récents non calcaires, est dominé par des graves alluvionnaires sablo-siliceuses, grossières et fines, recouvertes d'une couche de limons et d'humus de faible épaisseur. La teneur du sol en argiles est faible ; elles ne semblent présentes que sous la forme de lentilles localisées.

Ce sol se caractérise par une faible réserve en eau utile (50 à 100 mm) en raison de sa très faible profondeur et de sa nature sablo-limoneuse à drainage forte.

En raison du battement naturel de la nappe phréatique, de la forte perméabilité du sol et de la forte percolation du sol par la nappe phréatique de la basse vallée de l'Ariège, la concentration en calcaire total est faible, variant entre 0 et 2 g/kg sol (Gis Sol, 2011). De même, la concentration en métaux dans le sol est aussi naturellement faible : aluminium total (2 – 4g/100g de terre fine), fer (< 2,5g/100g de terre fine),.... Le sol est pauvre en cations basiques échangeables, lixiviée par la nappe phréatique et par les pluies (Gis Sol, 2011).

Le pH naturel de l'eau du sol est neutre à légèrement acide ; l'acidification des horizons de surface augmente à proximité de la ripisylve et dans la ripisylve en raison de la couverture forestière dense où le pH de l'horizon de surface varie de 5 à 6,5.

La nappe phréatique souterraine constitue un obstacle naturel pour les plantes ; elle réduit le volume de sol exploitable par les plantes.

La nappe souterraine est d'autant plus superficielle que l'on se rapproche de la rivière Ariège comme en témoignent les nombreuses sources et cours d'eau observés entre la moyenne et la basse terrasse à la Barthale et le précise les coupes hydrogéologiques du site.

Ainsi, la profondeur maximale d'enracinement est faible en raison de la faible épaisseur de sol au-dessus de la nappe souterraine; les racines se prolongent au contact de la frange capillaire ou de la partie supérieure de la nappe pour les plantes les plus tolérantes mais les racines sont contraintes par la zone saturée en permanence en eau de la nappe souterraine.

Ces plantes seront particulièrement sensibles à toute altération par pollution de eaux de la nappe ou des sources qu'elle alimente ; l'exposition de la strate arborée aux pollutions des eaux et des sols augmentera avec l'activité de la carrière dans la mesure où les graves alluvionnaires qui filtrent et épurent les eaux souterraines sont retirées par son activité d'extraction des terrains longeant l'Ariège.

Le sol de La Barthale est constitué naturellement d'un squelette de sables et de limons peu réactifs, surmonté d'une faible épaisseur de terre végétale et d'humus forestier aux abords de la ripisylve. La nappe souterraine influence la chimie de l'eau du sol et contraint la profondeur maximale d'enracinement des végétaux certainement réduite aux abords de la rivière dans la ripisylve. Ces plantes seront particulièrement sensibles à toute altération par pollution de l'eau de la nappe ou des sources qu'elle alimente.

III. Occurrence de l'aluminium dans la nappe phréatique

III.1. Etat historique sur la qualité des eaux au droit du site et présenté dans le DDAE

La caractérisation de l'état initial des eaux souterraines présentée dans le dossier DDAE est fort limitée. Elle ne concerne que les paramètres suivants : pH, conductivité, nitrates, ammonium, phosphates, chlorures et les sulfates, sans lien avec les paramètres de toxicité des déchets qui seraient stockés dans les eaux souterraines.

Sans analyses sur les métaux lourds au droit du site, il n'existe aucun état initial sur les polluants susceptibles de se retrouver dans les déchets stockés en nappe et mentionnés en annexe de l'arrêté d'autorisation.

III.2. État initial historique reconstitué

Un état historique initial de la qualité des eaux souterraines de la nappe alluviale a été reconstitué par le rapport hydrogéologique. La concentration moyenne en aluminium des eaux souterraines est égale à 15,5 µg/L et la concentration maximale valait 20 µg/L dans la commune de Saverdun (Ricaud and Mondain, 2016).

Compte tenu des performances des méthodes de dosages du BRGM, il est possible de conclure à l'absence générale de contamination de la nappe souterraine par des métaux lourds ; les concentrations moyennes retrouvées sont voisines du seuil de quantification de ces méthodes.

Le remblaiement de la nappe alluviale par des déchets extérieurs à la carrière est une activité susceptible d'induire une variation du fonds géochimique et, par suite de la solubilisation de polluants à partir des déchets stockés dans la nappe, une variation du fonds chimique de la nappe phréatique de l'Ariège.

En géochimie et en hydrochimie, le calcul des facteurs d'enrichissement est une méthode largement employée pour différencier la variation naturelle des concentrations en métaux ou en hydrocarbures dans les sols ou dans les eaux souterraines des variations induites par les activités de l'homme.

$$FE_{site} (\%) = \frac{\text{concentration mesurée dans la carrière}}{\text{concentration typique à proximité du site}} * 100$$

Ces facteurs sont tabulés ci-dessous à partir des données du rapport hydrogéologique (Ricaud & Mondain, 2016).

Tableau 1 : Concentrations maximales des polluants dans le plan d'eau remblayé et dans les piézomètres aux alentours de la carrière

Paramètre	FACTEURS D'ENRICHISSEMENT DU FONDS (%)						
	AMONT					AVAL	
	Plan d'eau remblayé	PCim	Pz14	Pz24	Pz34	Pz23	Pz31
Aluminium dissous & total	17300	NC	NC	NC	NC	814	NC
Chrome total	4	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Cuivre dissous & total	753	NC	NC	NC	NC	215	NC
Fer dissous & total	20040	NC	NC	NC	NC	4160	NC
Zinc dissous & total	185	NC	168	135	NC	84	118
Germes fécaux (<i>E. coli</i> et entérocoques intestinaux)	100	NC	NC	0	NC	100	100

Par rapport à l'état initial historique reconstitué, la qualité de la nappe alluviale très apparaît significativement dégradée dans la gravière. En effet, les facteurs d'enrichissements en hydrocarbures, en hydrocarbures aromatiques polycycliques, en divers métaux et métaux lourds et en bactéries d'origine fécale sont anormalement élevés dans le plan d'eau actuellement remblayé par divers déchets et qui apparaît le plus fortement impacté par les activités de la gravière. Les concentrations dans le site sont si élevées par rapport aux concentrations historiques que la réalisation de tests statistiques apparaît inutile.

On remarquera que les facteurs d'enrichissement en polluants à l'amont hydrogéologique du site ne se distinguent pas du fonds géochimique à l'exception du zinc, ses concentrations absolues restent faibles dans les piézomètres (par exemple, le Pz14), bien inférieures au seuil de potabilité de l'eau.

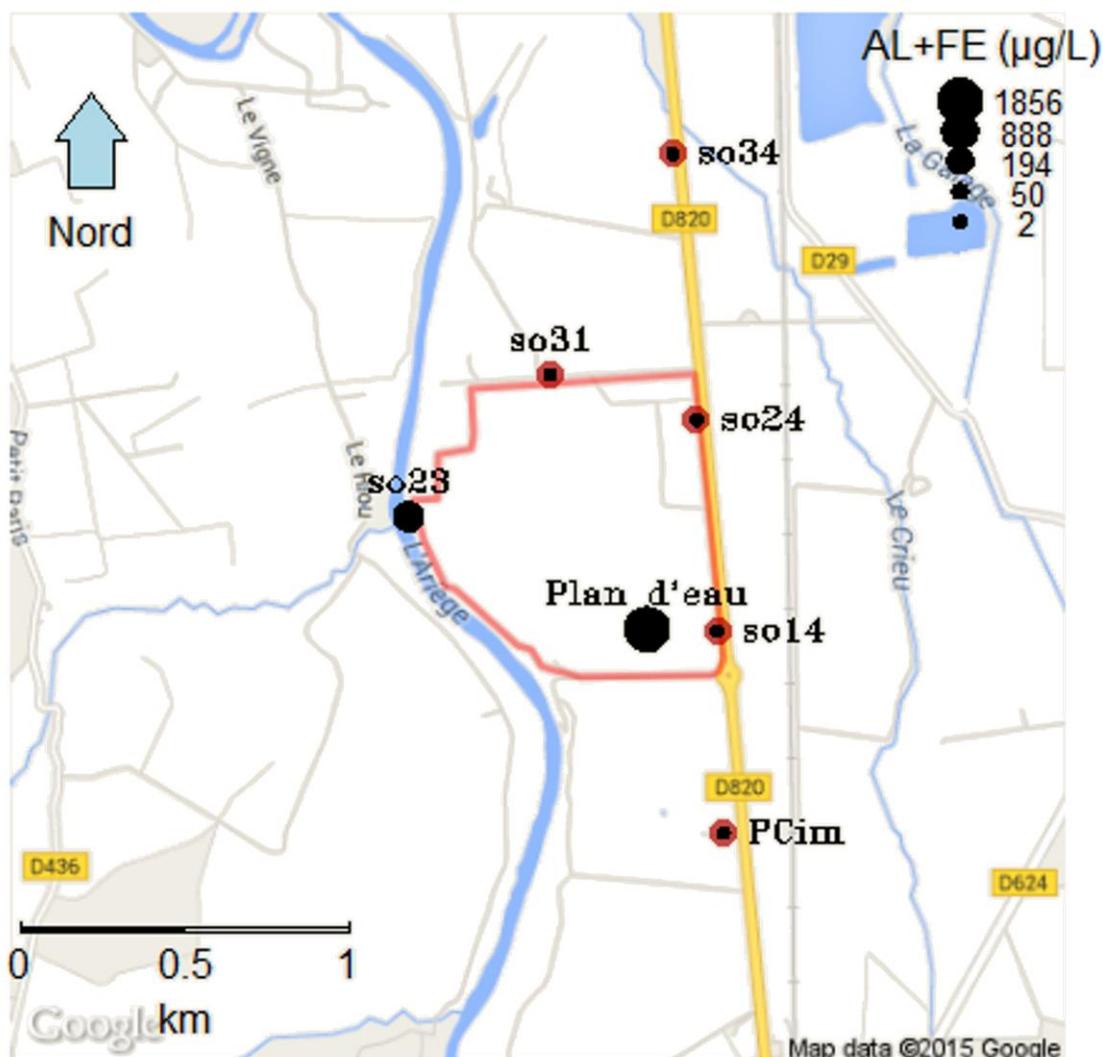
Tableau 2 : Concentrations maximales des polluants dans le plan d'eau remblayé et dans les piézomètres de la carrière

Paramètre	Limite de quantification ou détection (µg/L)	Nombre de dosages (validité analytique)	Plage de dates des dépassements	CONCENTRATIONS MAXIMALES MESUREES (µg/L)						
				AMONT				AVAL		
				Plan d'eau remblayé	PCim	Pz14	Pz24	Pz34	Pz23	Pz31
Hydrocarbures totaux (aliphatiques)	50	3	2010 - 2014	2500	NR	ND	ND	ND	180	ND
Hydrocarbures aromatiques (HAP)	0,005	3	2013 - 2015	0,037	NR	ND	0,05	NR	ND	0,03
Aluminium dissous & total	10	4	2014	892	NR	NR	NR	NR	42	NR
Baryum dissous & total	4	4	2014	30	NR	NR	NR	NR	60	NR
Chrome total	2	1	2014	2	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Cuivre dissous & total	2	3	2014	7	NR	NR	NR	NR	2	NR
Fer dissous & total	5	5	2014	964	NR	NR	NR	NR	200	NR
Zinc dissous & total	5	12	2013 - 2014	11	NR	10	8		5	7
Germes fécaux (<i>E. coli</i> et entérocoques intestinaux)	Ind.	1	2013	Pres	NR	NR	Abs	NR	Pres	Pres

Légende : NR = non réalisé, ND = non déterminé ou non mesuré, Pres. = présence de germes bactériens d'origine fécale, Abs. = absence de germes bactériens fécaux. Sur une période et pour un paramètre donné, la concentration maximale est figurée en gras.

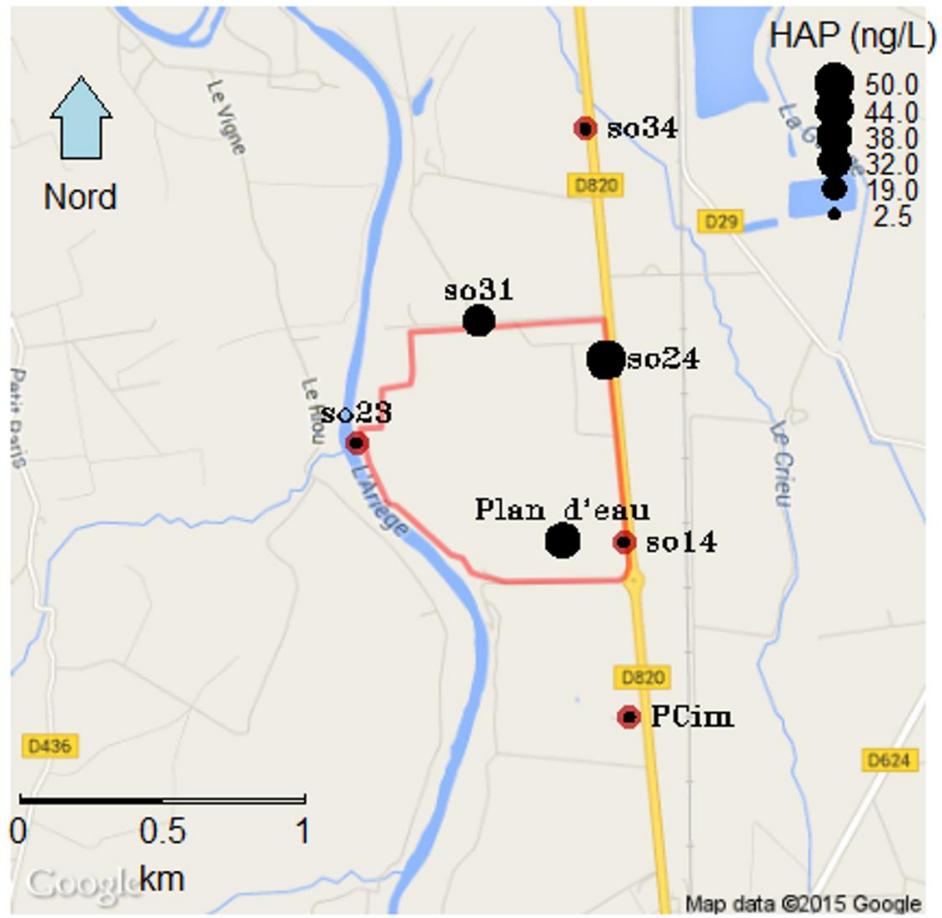
III.3. Répartition spatiale des métaux dans les eaux de la carrière

La carte des concentrations en métaux dissous réalisée à partir des compilations de l'étude hydrogéologique est présentée ci-dessous.



Carte de la répartition des pollutions par les métaux

Elle montre la relation entre la pollution de certains piézomètres en aval du plan d'eau en cours de remblaiement. L'extension spatiale des contaminations par les métaux dissous dans les eaux souterraines et la propagation des substances dissoutes vers l'Ariège est avérée ; elle correspond aux directions générales des écoulements synthétisés dans l'étude hydrogéologique (Ricaud & Mondain, 2016).

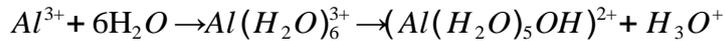


Carte de la répartition des pollutions par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

III.4. Distribution de l'aluminium dans l'eau du sol

La réactivité de l'aluminium, son comportement géochimique ainsi que sa biodisponibilité et sa toxicité dépendent de sa spéciation, c'est-à-dire de sa répartition entre ses diverses formes chimiques dans le sol.

La forte charge des ions aluminium Al^{3+} et ferrique Fe^{3+} leur permet de couper les liaisons H-O de l'eau selon la réaction d'hydrolyse suivante :



Cette hydrolyse de l'eau est une réaction acidifiante par la genèse d'un ion hydronium (H_3O^+) et qui produit plusieurs hydrocomplexes solubles de l'aluminium.

La spéciation (proportion molaire de ces hydrocomplexes) de l'aluminium dans l'eau du des sols est présentée ci-dessous.

Dans l'eau du sol, l'aluminium forme des hydrocomplexes amphotères dont la nature varie selon le pH comme l'illustre la figure suivante.

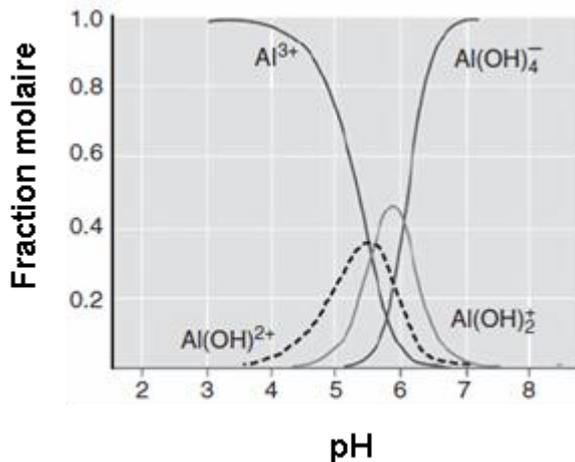


Figure 1. Spéciation de l'aluminium soluble montrant l'évolution de la fraction molaire de chaque espèce en fonction du pH (Ryan and Delhaize, 2012).

Le complexe hydraté $Al(H_2O)_6^{3+}$, noté Al^{3+} , est la forme prédominante à pH acide. Les formes monomoléculaires $Al(OH)_2^+$ et $Al(OH)_2^+$ sont prédominantes à pH voisin de la neutralité. Elles sont moins solubles que la précédente mais sont aussi impliquées dans la toxicité de l'aluminium. A $pH \geq 8$, l'anion aluminate $Al(OH)_4^-$ est l'espèce prépondérante et responsable de l'augmentation de la solubilité de l'aluminium à pH basique (Driscoll et Postek, 1996).

Il est important de noter que **les diverses espèces décrites ci-dessus sont toujours présentes simultanément** quel que soit le pH ; l'influence du pH de la solution du sol en détermine simplement les proportions (la fraction molaire de chaque espèce).

Ces espèces peuvent s'associer à des fluorures, des sulfates, des nitrates, des phosphates et à divers ligands organiques anioniques selon les caractéristiques de l'eau. Les complexes organiques sont les plus mobiles et maintiennent de fortes concentrations d'aluminium solubilisées pour des pH variant entre 5 et 7 (Habs et al., 1997).

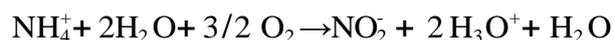
III.5. Facteurs amplifiant la toxicité de l'aluminium dans l'eau du sol

Certaines pratiques culturales accélèrent l'acidification de l'eau du sol.

En effet, l'application de fertilisants azotés à base de nitrate d'ammonium accentue l'acidification des sols et amplifie la phytotoxicité de l'aluminium pour les quatre raisons suivantes :

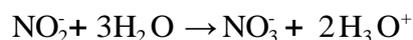
(1) La nitrification

C'est la conversion de l'ammonium en nitrate (*nitrification*), une réaction qui acidifie l'eau des sols car elle libère 2 ions hydronium (H_3O^+) par molécule d'ammonium (NH_4^+) dégradée :



(2) La nitratisation

C'est la conversion des nitrites en nitrates (*nitratisation*) qui suit la nitrification acidifie aussi l'eau des sols en libérant 2 ions hydronium par molécule de nitrites (NO_2^-) dégradée :



(3) Le défaut de complexation

Les nitrites produits par nitrification et les nitrates de l'engrais complexent les cations basiques du sol, laissant en place les ions hydroniums qui ne pouvant être neutralisés, renforcent l'acidification du sol.

(4) L'acidification de la rhizosphère (sol en périphérie des racines, influencé par leur métabolisme)

L'assimilation racinaire de l'ammonium nécessite un efflux racinaire d'ions hydroniums par la plante pour maintenir l'électro-neutralité de la rhizosphère. De plus, l'assimilation de l'ammonium acidifie le cytosol et stimule un efflux actif d'ion hydronium qui contribue à l'acidification de la rhizosphère.

Les engrais les plus courants à base de nitrate d'ammonium employés à l'amont hydrogéologique de la carrière ou sur des sols remblayés par des déchets contribuent à augmenter l'acidification naturelle des sols. En raison des caractéristiques du sol alluvionnaire de la Barthale, tout apport d'acide par les mécanismes présentés ci-dessus est neutralisé par la dissolution des métaux dont l'aluminium présent dans les sols ou les déchets admis en remblais, ce qui augmente les concentrations et la mobilité de ce métal dans l'eau du sol, sous sa forme la plus toxique pour les plantes (Gundersen et Rasmussen, 1990).

En effet, l'activité accrue des radicaux H_3O^+ (plus nombreux à pH acide) dans la solution du sol créent un nouvel équilibre où une proportion de plus en plus importante de Al^{3+} est dissoute dans la solution alors que les cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) sont progressivement éliminés du sol.

Ces mécanismes expliquent l'enrichissement des sols en aluminium et la toxicité croissante des sols de la Barthale pour les végétaux.

IV. Comportement de l'aluminium dans l'air

L'exposition des plantes à l'aluminium peut aussi se produire par voie aérienne.

L'aluminium est transporté dans l'atmosphère sous forme de particules et de poussières. Dans ces particules, il est présent sous la forme de silicates, d'oxydes et d'hydroxydes (Efroymsen et al., 1997). Les sources principales des poussières de sol contaminées par l'aluminium sont les carrières et les matériaux du bâtiment. Les poussières de diamètre inférieur à 3,5 µm sont les plus contaminées en métaux ; elles sont dispersées plus ou moins loin du site d'émission selon les conditions météorologiques.

Ces particules ne peuvent être oxydées dans l'air, ce qui exclut toute transformation chimique de l'aluminium lors de son transport atmosphérique associé aux poussières.

V. Toxicité de l'aluminium chez les plantes

La toxicité aluminique se produit à divers niveaux chez les plantes ; elle est brièvement présentée ci-dessous.

V.1. Effets cellulaires

Au niveau cellulaire, les altérations suivantes sont connues :

- (1) inhibition de la réplication du matériel génétique et de la division cellulaire des racines (Zhang et al., 2014), affectant le développement racinaire (Pintro et al., 1996; Sasaki et al., 1994; Wheeler & Follett, 1991; Wong and Bradshaw, 1982; Zavas et al., 1996),
- (2) inhibition de la respiration mitochondriale des cellules végétales (Yamamoto et al., 2002),
- (3) altération de la paroi des cellules végétales (Horst et al., 2010) et des performances biologiques des membranes des cellules végétales (Godbold et al., 1988; Navasqués et al., 2012),
- (4) interférences avec diverses activités enzymatiques (Matsumoto, 2000; Rout et al., 2001; Wulff-Zottele et al., 2014),
- (5) un stress oxydatif conduisant à la nécrose du système racinaire (Navasqués et al., 2012), au même titre que d'autres métaux (zinc, fer, ...).

La rhizotoxicité aluminique se traduit par les altérations suivantes des fonctions physiologiques des racines : des troubles de l'assimilation de nombreux minéraux indispensables à la vie des plantes (P, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, K) et de l'eau, un stress oxydatif conduisant à la nécrose du système racinaire (Godbold et al., 1988; Matsumoto, 2000; Navasqués et al., 2012).

Ces changements qui s'opèrent au niveau des racines exposées directement au stress aluminique ont été également décrits dans les organes aériens de la plante (boutons, tiges, feuilles ou aiguilles) où la photosynthèse est diminuée (Reich et al., 1994).

V.2. Symptomatologie de la phytotoxicité aluminique

Au niveau de la plante, les symptômes les plus généraux de la phytotoxicité aluminique sont : des racines courtes et nécrosées, un retard de croissance, une maturité retardée, la destruction des bourgeons, des symptômes de déficiences nutritionnelles en minéraux et en oligoéléments se traduisant par des feuilles sombres et / ou chlorotiques ou présentant des signes de nécrose marginale (Ryan and Delhaize, 2012).

L'enroulement des aiguilles est décrit chez le pin d'Autriche (Boxman et al., 1991) et le jaunissement partiel ou total des aiguilles est décrit chez l'épicéa commun (Godbold et al., 1988). La fragilité du chignon racinaire (racine cassante) diminue l'ancrage des végétaux dans le sol et accentuent la sensibilité des arbres aux épisodes venteux. La sensibilité des plantes à la sécheresse est notablement augmentée par suite des altérations du chignon racinaire.

V.3. Concentrations de références

Les études expérimentales ou de terrain sur la phytotoxicité de l'aluminium ont été compilées à partir de bases bibliographiques publiques, en prenant en compte une grande variété d'espèces.

Les effets étudiés (inhibition de la croissance, inhibition métabolique, nécrose des tissus,...), les concentrations d'aluminium et les critères d'évaluation ont été compilés dans le tableau 1, ci-dessous avec les dénominations latines et vernaculaires des plantes exposées à l'aluminium.

La toxicité aluminique est bien établie chez une grande variété de plantes d'intérêt alimentaire, horticole, fourragère ou forestière.

Les études compilées au tableau 2 ne comportent aucune étude de toxicité chronique vis-à-vis de ces plantes.

Les premières concentrations d'exposition induisent des manifestations physiologiques et toxiques selon la sensibilité des espèces et il n'a pas été possible de déterminer la plus forte concentration pour laquelle aucun effet n'est observé pour les plantes terrestres sur la base de ces études.

La concentration minimale d'aluminium dissous dans l'eau du sol nuisant aux plantes terrestres vaut 0,05 mg/L sur la base des études compilées dans le tableau 1. Cependant, cette concentration peut être toxique pour des plantes alimentaires plus sensibles.

La plus forte concentration sans risque pour l'environnement (PNEC) retenue par l'Institut National de l'Environnement Industriel¹ (INERIS) est fixée à 0,06 µg/L (Bisson et al., 2005). Cette concentration de référence a été déterminée sur la base d'une étude de toxicité chronique de l'aluminium vis-à-vis d'une plante chlorophyte (*Chlorella pyrenoidosa*), présente dans les écosystèmes d'eau douce.

¹ L'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) a pour mission de contribuer à la prévention des risques que les activités économiques font peser sur la santé, la sécurité des personnes et des biens, et sur l'environnement. Il mène des programmes de recherche visant à mieux comprendre les phénomènes susceptibles de conduire aux situations de risques ou d'atteintes à l'environnement et à la santé, et à développer sa capacité d'expertise en matière de prévention.

Tableau 3. Concentrations sans effets, à effets faibles ou toxiques pour les plantes d'intérêt horticole, fourragères et alimentaires.

Espèce	Effet étudié	Conc.Aluminium	Critère d'évaluation	Référence
<i>Zea mays</i> L. (maïs)	Elongation racinaire et poids des racines	0,13 à 0,405 mg/L	NOEC ² : 0,13 mg/L	(Pintro et al., 1996)
<i>Triticum aestivum</i> L. (blé)	Elongation des racines, métabolisme du potassium	0,13 à 0,27 mg/L	A la plus faible concentration d'Al testée (0,13 mg/L) : l'excrétion du potassium est stimulée.	(Sasaki et al., 1994)
<i>Allium cepa</i> L. (oignon)	Poids des racines et des pousses	0,05 à 1,35 mg/L	Réduction de 68% du poids des racines à la plus faible concentration testée (0,05 mg/L)	(Wheeler & Follett, 1991)
<i>Asparagus officinalis</i> L. (asperge)	Poids des racines et des pousses	0,05 à 1,35 mg/L	NOEC : 0,05 mg/L CE50 ³ : 0,13 mg/L	(Wheeler & Follett, 1991)
<i>Lolium perenne</i> L. (ivraie vivace)	Réduction de longueur des racines	0,63 à 10 mg/L	Réduction de 30% de la longueur des racines à la plus faible concentration testée 0,63 mg/L	(Wong & Bradshaw, 1982)
<i>Pisum sativum</i> L. (petit pois)	Respiration et contenu d'ATP	0 à 0,27 mg/L	Diminution de la respiration cellulaire (-35%) et déplétion de l'ATP cellulaire (-50%) et altération physiologique des mitochondries.	(Yamamoto et al., 2002)
<i>Oloptum miliaceum</i> (L.) Röser & Hamasha (faux millet)	Longueur moyenne des racines (terrain riche en bauxite)	2 à 15 mg/L	NOEC : 2,2 mg/L	(Zavas et al., 1996)
<i>Pinus nigra</i> Arnold (Pin noir d'Autriche)	Biomasse racines (diam < 2mm) et pousses	0 à 27 mg/L	A la plus faible concentration testée (2,7 mg/L) : (1) accumulation d'Al dans racines, aiguilles et tiges, (2) inhibition croissance racinaire.	(Boxman et al., 1991)
<i>Picea abies</i> (L.) Karst. (épicéa commun)	Assimilation & distribution Ca, Mg	0 à 32 mg/L	A la plus faible concentration testée (2,7 mg/L) : Mg= inhibition totale assimilation racinaire et distribution déficiente dans les aiguilles indiquant la carence (700 µg/g DW), Ca = inhibition à 77% de l'assimilation racinaire.	(Godbold et al., 1988)
<i>Pinus massoniana</i> Lamb (pin de masson)	Division des cellules racinaires	0 à 270 mg/L	A la plus faible concentration testée (0,27 mg/L), désorganisation du fuseau mitotique & du phragmoplaste conduisant à l'inhibition de la croissance racinaire.	(Zhang et al., 2014)
<i>Arabidopsis thaliana</i> Heynh. (arabette des dames)	Réduction du chignon racinaire et interférence d'expression génique	0 et 0,05 mg/L	Inhibition de la croissance racinaire de 50 à 90% selon les variétés. Inhibition de transporteurs membranaires au potassium et aux sulfates.	(Sawaki et al., 2009)
<i>Lotus corniculatus</i> L. (lotier corniculé)	Biomasse racines/pousses et nécrose.	0 à 0,54 mg/L	A la plus faible concentration testée (0,27 mg/L), réduction de la biomasse de 40% des racines et de 45% des pousses. Induction de la sécrétion racinaire de 5 acides carboxyliques et nécrose racinaire.	(Navascués et al., 2012)

² NOEC (No Observed Effect Concentration) : plus forte concentration pour laquelle aucun effet n'est observé.

³ CE50 (concentration effective à 50%) : concentration induisant 50% de l'effet.

V.4. Persistance de l'aluminium dans l'environnement

L'aluminium ne connaît aucune dégradation abiotique dans l'environnement ; il n'est pas biodégradable (Habs et al., 1997). C'est un polluant persistant de l'environnement.

V.5. Biodisponibilité et bioaccumulation chez les plantes

La contamination de la chaîne alimentaire de l'Homme dépend notamment de sa biodisponibilité et de sa bioaccumulation chez les plantes.

Une substance est considérée comme **biodisponible** si, dans les conditions d'exposition existantes, elle peut être absorbée par des organismes. La biodisponibilité d'une substance est déterminée par sa forme chimique, par les caractéristiques physico-chimiques du milieu (eau, sol et aliments, p. ex.) où elle se trouve, par les espèces réceptrices et par la voie d'exposition (absorption cutanée, ingestion via l'alimentation ou inhalation).

En ce qui concerne les métaux comme l'aluminium, les ions dissous libres ou hydratés (soit Al^{3+} , $Al(OH)_2^+$ et $Al(OH)_2^+$) sont considérés comme les principales formes biodisponibles pour les plantes (Newman et Jagoe, 1994). Cependant, il a été prouvé que d'autres formes de métal, comme les composés organo-métalliques, les oxyanions du métal ainsi que les complexes dissous de métal organique et inorganique (les complexes d'aluminium colloïdal et polynucléaire) peuvent également être absorbés par les organismes vivants (Parker et Bertsch, 1992b; Benson et al., 1994; Campbell, 1995).

La biodisponibilité influe directement sur le potentiel de bioconcentration⁴ et de bioaccumulation⁵ d'une substance dans les organismes et de bioamplification⁶ dans la chaîne alimentaire.

Les facteurs de bioconcentration (FBC) et de bioaccumulation (FBA) sont des valeurs sans unité obtenues en divisant les concentrations à l'équilibre d'une substance dans les tissus par sa concentration à l'équilibre dans l'environnement. L'utilisation d'une valeur seuil de 5000 pour le FBC et le FBA caractérise les substances organiques susceptibles de s'accumuler dans la chaîne alimentaire et fournit une importante information pour l'évaluation des dangers et des risques associés à ces substances dans l'environnement.

L'interprétation est plus complexe pour les métaux et nécessite une comparaison avec des études de toxicité. Bélanger et al., 1999 présentent une analyse très complète sur la biodisponibilité de l'aluminium et ses implications dans sa bioaccumulation et sa toxicité.

Les FBC pour les plantes terrestres ont été calculés à partir des données de l'étude de Bélanger et al. (1999).

Pour les feuillus et les conifères, les FBC calculés dans les études réalisées avec des solutions d'aluminium diluées variaient de 5 à 1300 pour le feuillage et de 20 à 79 600 pour les racines. Dans celles réalisées sur des échantillons de sol, les FBC étaient inférieurs pour le feuillage (0,03 à 1,3) et les racines (325 à 3526).

Dans les expériences concernant les cultures fourragères et céréalières réalisées avec des solutions, ces valeurs variaient de 4 à 1260 pour le feuillage et de 200 à 6000 pour les racines.

⁴ **Bioconcentration** : accumulation de la concentration d'une substance dans un organisme ou ses tissus par rapport à sa concentration dans le milieu environnant : la solution du sol pour une plante, l'eau pour un organisme aquatique.

⁵ **Bioaccumulation** : quantité d'une substance dans un organisme, absorbée à partir de l'eau (bioconcentration), mais aussi par ingestion via les aliments et l'inhalation.

⁶ **Bioamplification** : processus de rétention d'une substance bioaccumulée dans les tissus à des teneurs de plus en plus élevées à mesure que l'on s'élève (d'au moins deux niveaux) dans la hiérarchie des organismes d'une chaîne alimentaire.

Il est dosé aux concentrations moyennes suivantes dans les aliments : fruits (1,35 mg/kg), légumes (1,21 mg/kg) et produits alimentaires à base de céréales (28,8 mg/kg).

L'aluminium est donc susceptible d'une bioconcentration chez les plantes d'intérêt alimentaire pour les animaux et pour l'Homme lorsqu'elles sont cultivées sur des terrains contenant cette substance.

Les produits à base de céréales constituent la fraction majeure de la dose journalière admissible (DJA) d'aluminium par l'homme selon l'Agence Européenne de Sécurité Alimentaire (EFSA, 2008).

VI. Conclusion

Comme d'autres éléments métalliques, l'aluminium est un élément non biodégradable et persistant, susceptible d'accumulation dans les sols. En solution dans l'eau du sol, il est toxique pour une grande variété d'êtres vivants dont des plantes horticoles, fourragères et alimentaires.

La phytotoxicité aluminique se manifeste principalement dans les sols sableux, peu réactifs et acides à couverts arborés tels que ceux des ripisylves de l'Ariège à La Barthale.

La plus forte concentration d'aluminium dissous sans risque pour l'environnement (Norme de Qualité Environnementale) est fixée par l'INERIS à 0,06 µg/L à la suite d'une étude de toxicité vis-à-vis d'une plante. La concentration minimale d'aluminium dissous toxique (LOEC) pour les plantes vaut 0,05 mg/L. A des concentrations supérieures, il est toxique pour une grande variété de plantes.

La comparaison des concentrations aux tableaux 2 et 3 montre que la concentration relevée dans le plan d'eau a atteint jusqu'à 14300 fois la concentration sans risques pour l'environnement établie vis-à-vis d'une plante et 10 à 20 fois la concentration minimale toxique pour les plantes. Les concentrations relevées à l'alentour de la carrière sont significativement supérieures à celles mentionnés dans le tableau 3.

Compte tenu des symptômes observés sur les plantes de la Barthale et des concentrations de ce métal dissous dans l'eau, on peut conclure que la toxicité aluminique est impliquée dans les dépérissements observés.

Les matériaux riches à très riches aluminium, notamment les matériaux cimentaires (béton, mortier, débris de voirie en béton, poutrelles de bétons, ...) sont susceptibles de dégradation une fois immergés dans les eaux. Cette dégradation est probablement à l'origine des augmentations très importantes des concentrations en aluminium dissous.

Normalement lente, la dégradation de ces matériaux cimentaires est accélérée d'un 100 à 150 par le nitrate d'ammonium, composant principal des engrais chimiques employés en cultures intensives ; d'autres substances sont également capables d'accélérer très significativement cette dégradation.

La toxicité de l'aluminium peut aussi se manifester chez les plantes de manière indirecte en modifiant plusieurs cycles biogéochimiques, par exemple celui du phosphore un élément nutritif qui fait partie intégrante des êtres vivants et qui leur est indispensable (Kopacek, 2001).

VII. Éléments bibliographiques

- Bélanger, N., Fyles, H., Hendershot, W., 1999. *Chemistry, bioaccumulation and toxicity in the terrestrial environment* — PSL2 assessment of aluminum salts, Environnement Canada. ed. Montréal (QC).
- Bisson, M., Gay, G., Houeix, N., Jolibois, B., Lefevre, J.P., Magaud, H., Migne, V., Morin, A., Tissot, S., 2005. *Aluminium et dérivés, INERIS-Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. ed. INERIS –DRC-02-25590-02DF41.doc.
- Boxman, A.W., Krabbendam, H., Bellemakers, M.J., Roelofs, J.G., 1991. Effects of ammonium and aluminium on the development and nutrition of *Pinus nigra* in hydroculture. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 73, 119–136.
- Driscoll, C.T., Postek, K.M., 1996. The chemistry of aluminium in surface waters, in: *The Environmental Chemistry of Aluminium*. CRC Press, Boca Raton (FL), pp. 363–418.
- Efroymsen, R.A., Will, M.E., Suter, G.W., Wooten, A.C., 1997. *Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision*. Oak Ridge Natl. Lab. US Dep. Energy Oak Ridge Tenn. Novemb.
- EFSA, 2008. *Safety of aluminium from dietary intake*. EFSA J. 1–34.
- Gis Sol, 2011. *L'état des sols de France*, INRA. ed.
- Godbold, D.L., Fritz, E., Hüttermann, A., 1988. Aluminum toxicity and forest decline. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 85, 3888–3892.
- Gundersen, P., Rasmussen, L., 1990. Nitrification in Forest Soils: Effects from Nitrogen Deposition on Soil Acidification and Aluminum Release, in: Ware, G.W. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer New York, pp. 1–45. doi:10.1007/978-1-4612-3366-4_1
- Habs, H., Simon, B., Thiedemann, K., Howe, P., 1997. *Aluminium, International Programme on Chemical Safety*, Environmental Health Criteria n°194. WHO/OMS, Geneva (Switzerland).
- Horst, W.J., Wang, Y., Eticha, D., 2010. The role of the root apoplast in aluminium-induced inhibition of root elongation and in aluminium resistance of plants: a review. *Ann. Bot.* 106, 185–197. doi:10.1093/aob/mcq053
- Matsumoto, H., 2000. Cell biology of aluminum toxicity and tolerance in higher plants. *Int. Rev. Cytol.* 200, 1–46.
- Navascués, J., Pérez-Rontomé, C., Sánchez, D.H., Staudinger, C., Wienkoop, S., Rellán-Álvarez, R., Becana, M., 2012. Oxidative stress is a consequence, not a cause, of aluminum toxicity in the forage legume *Lotus corniculatus*. *New Phytol.* 193, 625–636. doi:10.1111/j.1469-8137.2011.03978.x
- Pintro, J., Barloy, J., Fallavier, P., 1996. Aluminum effects on the growth and mineral composition of corn plants cultivated in nutrient solution at low aluminum activity. *J. Plant Nutr.* 19, 729–741.
- Ricaud, A., Mondain, P.H., 2016. *Expertise Hydrogéologique de la carrière de sables et de graviers aux lieux-dits "La Borde-Grande, La Barthale, Manaud, Saint-Paul", Saverdun, Ariège*.
- Rout, G., Samantaray, S., Das, P., 2001. Aluminium toxicity in plants: a review. *Agronomie* 21, 3–21. doi:10.1051/agro:2001105
- Ryan, P., Delhaize, E., 2012. Adaptations to aluminium toxicity, in: *Plant Stress Physiology*. C.A.B. International, Cambridge (USA), pp. 171–194.

- Sasaki, M., Kasai, M., Yamamoto, Y., Matsumoto, H., 1994. Comparison of the early response to aluminum stress between tolerant and sensitive wheat cultivars: root growth, aluminum content and efflux of K⁺. *J. Plant Nutr.* 17, 1275–1288.
- Sawaki, Y., Iuchi, S., Kobayashi, Y., Kobayashi, Y., Ikka, T., Sakurai, N., Fujita, M., Shinozaki, K., Shibata, D., Kobayashi, M., Koyama, H., 2009. STOP1 regulates multiple genes that protect arabidopsis from proton and aluminum toxicities. *Plant Physiol.* 150, 281–294. doi:10.1104/pp.108.134700
- Wheeler, D.M., Follett, J.M., 1991. Effect of aluminium on onions, asparagus and squash. *J. Plant Nutr.* 14, 897–912.
- Wong, M.H., Bradshaw, A.D., 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals, using root elongation of rye grass, *Lolium perenne*. *New Phytol.* 255–261.
- Wulff-Zottele, C., Hesse, H., Fisahn, J., Bromke, M., Vera-Villalobos, H., Li, Y., Frenzel, F., Giavalisco, P., Ribera-Fonseca, A., Zunino, L., Caruso, I., Stohmann, E., Mora, M. de la L., 2014. Sulphate fertilization ameliorates long-term aluminum toxicity symptoms in perennial ryegrass (*Lolium perenne*). *Plant Physiol. Biochem.* PPB Société Fr. *Physiol. Végétale* 83, 88–99. doi:10.1016/j.plaphy.2014.07.017
- Yamamoto, Y., Kobayashi, Y., Devi, S.R., Rikiishi, S., Matsumoto, H., 2002. Aluminum toxicity is associated with mitochondrial dysfunction and the production of reactive oxygen species in plant cells. *Plant Physiol.* 128, 63–72.
- Zavas, T., Symeonidis, L., Karataglis, S., 1996. Responses to aluminium toxicity effects of two populations of *Piptatherum miliaceum* (L.) Cosson. *J. Agron. Crop Sci.* 177, 25–32.
- Zhang, H., Jiang, Z., Qin, R., Zhang, H., Zou, J., Jiang, W., Liu, D., 2014. Accumulation and cellular toxicity of aluminum in seedling of *Pinus massoniana*. *BMC Plant Biol.* 14, 264. doi:10.1186/s12870-014-0264-9