



Institut de recherche
pour le développement

Unité ESPACE S140

IMPACT DES ACTIVITES FUTURES D'ARIANE V SUR L'ENVIRONNEMENT HUMAIN ET NATUREL



Marc Lointier (IRD) et Alain Pavé (CNRS)
-Editeurs-

ANNEXES

1-Approche spatialisée et observation de la Terre

Laurent Polidori et Marc Lointier (IRD)

2-Le modèle SARRIM4

Claudine Schmidt-Lainé (CNRS)

3-Hydrologie des zones humides

Marc Lointier (IRD)

4- Géochimie des eaux et des sols et transferts hydriques

Catherine Grimaldi (INRA), Patrick Andrieux (INRA), Marie-Paule Bonnet (CNRS)

5-Bio-indicateurs végétaux

Jean-Pierre Garrec (INRA)

6-Avifaune et bio-indicateurs

Olivier Tostain (ECOBIO)

7-Faune ichthyologique

Bernard de Mérona (IRD)

8-Risques sanitaires

Yves Lévi (Univ. Paris Sud)

9-Contexte réglementaire

Michel Cavailles (BRL) et Guillaume Fabre (BRL)

AVERTISSEMENT

Ce document complète le rapport principal édité en janvier 2003. Il n'y a aucune différence par rapport à l'édition initiale si ce n'est dans la mise en page.

Alain Pavé, juillet 2017

Impact des activités futures d'Ariane V sur l'environnement humain et naturel

SOMMAIRE

ANNEXE 1. APPROCHE SPATIALISEE ET OBSERVATION DE LA TERRE	1
1. CONTEXTE	1
2. LA DEMARCHE SPATIALISEE OU LE « RAISONNEMENT SPATIAL »	3
3. APPLICATION : CONNAISSANCE SPATIALISEE DE L'ECOSYSTEME LITTORAL DANS LE PERIMETRE DU CSG	3
3.1 Constitution d'un SIG et cartographie des écosystèmes	3
3.2 Exemple d'exploitation du SIG	5
4. RECOMMANDATIONS	8
ANNEXE 2. MODELISATION DE LA DISPERSION DES REJETS LORS DES TIRS ARIANE 5 COMMENTAIRES SUR LE MODELE SARRIM	9
1. INTRODUCTION ET DESCRIPTION DU MODELE	9
1.1 Les couches atmosphériques	9
1.2 Le modèle de nuages	9
1.3 Développement du nuage - turbulence	9
1.4 La dispersion des polluants	10
2. DISCUSSION DU MODELE	10
3. QUELQUES PISTES D'ETUDE	11
3.1 Détermination des bornes du domaine d'impact et des concentrations maximales	11
3.2 Une chimie plus détaillée	11
3.3 Des validations expérimentales	12
4. RÉFÉRENCES	12
ANNEXE 3. EXPERTISE HYDROLOGIQUE	13

1. LE SYSTEME HYDROLOGIQUE COTIER AU SITE DU CSG	13
2. LE BASSIN VERSANT : ANALYSE DES ENTREES DANS LA ZONE HUMIDE	15
2.1 Volumes écoulés	15
2.2 Crues et étiages	16
2.3 Modélisation Pluie-débits	17
3. LA ZONE LITTORALE : ANALYSE DES ENTREES – SORTIES PAR LE CYCLE OCEANIQUE	19
3.1 Les variations des hauteurs	19
3.2 La dynamique du littoral	19
4. LA ZONE HUMIDE ET LE BILAN HYDROLOGIQUE GLOBAL ANNUEL	21
5. ESQUISSE DE FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DE LA ZONE HUMIDE	22
5.1 Modélisation hydraulique	22
5.2 Cartographie hydrologique fonctionnelle	24
6. RECOMMANDATIONS	25
7. RÉFÉRENCES	25
ANNEXE 4. GEOCHIMIE DES EAUX ET DES SOLS ET TRANSFERTS HYDRIQUES	26
1. RAPPEL SUR LA GEOCHIMIE DE L’ALUMINE ET DE L’ALUMINIUM EN FONCTION DU PH	26
1.1 Solubilité de l’alumine en fonction du pH	27
1.2 Solubilité et spéciation d’Al en fonction du pH	28
2. PREMIER SCENARIO : RETOMBEES D’AL ET D’HCL SUR UNE SURFACE D’EAU LIBRE (MARAIS)	28
2.1 Abondance naturelle de ces éléments dans les marais côtiers	28
2.2 Réactions et processus chimiques influençant le pH et la teneur en Al en cas de retombées du nuage dans l’eau des marais (Fig. 2)	29
2.3 Influence du fonctionnement hydrologique des marais : renouvellement de l’eau, entrées, sorties	31
3. DEUXIEME SCENARIO : RETOMBEES D’AL ET D’HCL SUR LE SOL	32

3.1	Abondance naturelle de ces éléments dans les sols guyanais	32
3.2	Réactions et processus chimiques influençant le pH et la teneur en Al en cas de retombées du nuage sur le sol (Fig. 2)	33
3.3	Effets indirects des retombées acides sur la dynamique des métaux traces	35
3.4	Fonctionnement hydrologique des sols et transferts de polluants	42
4.	RECOMMANDATIONS POUR LE CHOIX D'UN DISPOSITIF DE SUIVI CONCERNANT LE DEVENIR D'H⁺ ET AL DANS L'EAU ET LE SOL	44
4.1	Vérifier la localisation et l'intensité des retombées du nuage prévues par le modèle :	44
4.2	Prévoir le devenir des polluants, une fois connues ou simulées la localisation et l'intensité des retombées :	44
4.3	Contrôler la pollution de sites stratégiques :	45
4.4	Fournir le cadre physico-chimique aux études de bio-indication envisagées	45
5.	REFERENCES	45
	ANNEXE 5. BIO-INDICATEURS VEGETAUX	47
1.	PARTIE 1 – PROBLEMATIQUE ET CONTEXTE	47
1.1	Problématique	47
1.2	Contexte	48
2.	PARTIE 2 – ETUDES ANTERIEURES	49
2.1	Étude de l'impact physiologique sur la végétation des retombées lors des essais de boosters	49
2.2	Bio-indication végétale lors des essais de boosters	49
3.	PARTIE 3 – PRECONISATIONS	50
3.1	BIO-INDICATION PASSIVE SUR LES STATIONS D'ETUDE NATURELLES	50
3.2	BIO-INDICATION ACTIVE SUR LES SITES PILOTES	52
4.	ANNEXE	53
	ANNEXE 6. UTILISATION DES OISEAUX COMME BIO-INDICATEURS DANS LE CADRE DES SUIVIS ENVIRONNEMENTAUX DU CSG	54
1.	LES ANALYSES ACTUELLES	54

2. PERSPECTIVES DE LONG TERME	54
3. IBIS ROUGES	56
4. CONCLUSIONS	56
5. REFERENCE	57
ANNEXE 7. SURVEILLANCE DE LA FAUNE ICHTYOLOGIQUE DANS LA ZONE DU CENTRE SPATIAL GUYANAIS	58
ANNEXE 8. EVALUATION DES DANGERS ET RISQUES SANITAIRES	59
1. PREAMBULE	59
2. PROGRAMME PROPOSE	60
2.1 Analyse du risque	60
2.2 Études épidémiologiques	60
3. MISE EN OEUVRE	62
ANNEXE 9. CONTEXTE REGLEMENTAIRE	63
1. ANALYSE DU CADRE JURIDIQUE GENERAL	63
1.1 Installations classées pour la protection de l'environnement	63
1.2 Protection de la ressource en eau et des milieux aquatiques	64
1.3 Contrôle des émissions polluantes dans l'atmosphère	64
2. CONTRAINTES ET PROCEDURES	65
2.1 L'arrêté autorisant l'exploitation de l'ensemble de lancement Ariane V	65
2.2 La procédure au titre de la loi sur l'eau	67
2.3 Surveillance de la qualité de l'air	68
3. CONCLUSION	68

Annexe 1.

Approche spatialisée et Observation de la Terre

Laurent Polidori et Marc Lointier

1. CONTEXTE

Les technologies d'observation de la Terre et les méthodes actuellement disponibles d'intégration de données multisources ne permettent pas d'envisager systématiquement le passage des données d'observation à l'opérationnel. La télédétection joue un rôle particulier comme source d'information spatialisée nouvelle. De nombreuses actions de recherche et de développement sont encore nécessaires sur l'outil, ses méthodes de traitement, son exploitation et les modalités de transfert des résultats. En ce qui concerne les problématiques d'environnement, les données spatialisées doivent être intégrées à d'autres connaissances notamment celles sur les milieux et les sociétés. Pour appréhender la complexité de ces phénomènes et proposer des résultats directement utilisables, il apparaît essentiel de savoir mobiliser des équipes pluridisciplinaires sur ces thèmes et de s'investir sur les processus de transformation non linéaires de données en connaissances, d'expertises, vers les produits utiles aux décideurs. Il apparaît donc nécessaire de faire évoluer les méthodes et les pratiques pour simultanément évaluer l'apport de ces technologies d'observation spatiale, et en même temps mettre au point les méthodes d'intégration de ces nouvelles sources de données.

Des capteurs de plus en plus nombreux, de plus en plus variés, de plus en plus fiables dans leur géométrie comme dans leur mesure radiométrique, sont proposés aux utilisateurs : des radiomètres optiques à très haute résolution spatiale et/ou spectrale aux radiomètres thermiques en passant par les radars imageurs, sans compter les systèmes de type altimétrie radar ou laser. Ces capteurs connaissent actuellement un essor considérable.

Depuis de nombreuses années, la recherche en télédétection a consisté principalement à modéliser la réponse spectrale des capteurs, en fonction des caractéristiques instrumentales (longueur d'onde, direction de visée, résolution) et des propriétés du terrain (pente, nature et état du couvert). Ces efforts de modélisation ont connu des succès inégaux. D'une part ils ont souvent sous-estimé les imperfections des capteurs. D'autre part les modèles, qui ne sont valides que sur des surfaces homogènes et de grande étendue, sont souvent mis en échec dès que l'organisation spatiale des paysages devient trop complexe, qu'il s'agisse de paysages naturels, agricoles ou urbains. Ces limites ont contribué à crédibiliser, depuis quelques années, des approches complémentaires, par exemple l'analyse multi-échelle ou la recherche de signatures indirectes ou indicateurs.

Au milieu des années 80, les progrès des moyens de calcul ont développé l'illusion qu'une modélisation exhaustive était possible et que l'on pourrait rendre compte de la réponse d'une scène entière à partir de la description fine de chacun de ses constituants. Cette approche a nécessité la prise en compte d'interactions toujours plus complexes et s'est le plus souvent soldée par un échec.

Actuellement, les grands axes de recherche de cette discipline concernent essentiellement la conquête de nouvelles fenêtres spectrales terrestres, l'augmentation des résolutions spatiales et temporelles avec, en corollaire, tous les problèmes de changement d'échelle, d'indicateurs et d'intégration des mesures dans des modèles.

2. LA DEMARCHE SPATIALISEE OU LE « RAISONNEMENT SPATIAL »

A l'exception de l'écologie du paysage et de la biogéographie, l'environnement, en tant que domaine scientifique, fait assez peu appel au concept d'espace ; ainsi les notions d'écosystème et de biotopes n'y font pas référence. En hydrologie par exemple, certains auteurs se sont étonnés de la faible utilisation de l'information spatiale, depuis les années soixante dix où elle est disponible.

Ceci s'explique par une nécessaire appropriation par les communautés de scientifiques et donc par la forte valeur ajoutée au produit satellite qu'il faut atteindre pour accéder aux paramètres utiles aux thématiciens et surtout aux nouveaux concepts qu'il faut intégrer dans la représentation de la connaissance, dans sa modélisation du fait d'une information globalement déjà très riche, puisque de nature « spatiale, spectrale et temporelle ».

Pourtant l'espace se présente comme un champs d'intégration des disciplines si l'on conçoit les relations sociales, économiques et environnementales comme un système d'acteurs, de ressources et d'usages, en interaction permanente en un lieu donné. A ce titre, certains outils d'analyse spatiale les cartes thématiques, les systèmes d'information géographique, la géomatique¹, la simulation des logiques d'acteurs, peuvent se révéler des moyens d'analyse interdisciplinaire particulièrement opérants. Ils permettent de structurer le raisonnement du chercheur autour des représentations de l'espace et ils constituent de bons vecteurs de transfert du savoir aux gestionnaires (atlas, cartes thématiques, systèmes d'information géographique, systèmes d'information environnementaux).

Aussi, des avancées conceptuelles doivent émerger de la confrontation aux réalités environnementales pour que la lecture de l'information utile, au travers du filtre des indicateurs décisionnels, ouvre la voie à de nouvelles perspectives scientifiques et technologiques.

3. APPLICATION : CONNAISSANCE SPATIALISEE DE L'ECOSYSTEME LITTORAL DANS LE PERIMETRE DU CSG

3.1 CONSTITUTION D'UN SIG ET CARTOGRAPHIE DES ECOSYSTEMES

Toutes les informations disponibles sur la zone, soit tirées d'études antérieures comme celles du BEAP, soit issues de cartes et de Données d'Observation de la Terre (DOT), en particulier de SPOT mais aussi du radar imageur ERS et JERS, ont été rassemblées dans un SIG². Les données de terrain issues des mesures chimiques réalisées à l'occasion des lancements 502 et 503 ont été également exploitées.

Les thèmes représentés sont principalement, les limites des bassins versants de la Karouabo et de la Passoura, le chevelu hydrographique pour leur partie sous forêt, numérisé à partir de la carte IGN au 1/25 000^e, les principaux sites d'étude (BEAP, ZL3), la rose des vents et les points de prélèvement de terrain.

¹ Géomatique :

"Discipline ayant pour objet la gestion et le traitement des données à référence spatiale et qui fait appel aux sciences et aux technologies reliées à leur acquisition, leur stockage, leur traitement et leur diffusion (Office la langue française du Québec, 1993). Le terme géomatique est utilisé pour désigner un ensemble de disciplines telles que la cartographie, la topographie, la photogrammétrie, la télédétection, les statistiques et l'informatique, dont le SIG (Système d'Information Géographique) est le confluent en tant que base de données à référence spatiale".

Extrait du « thésaurus multilingue du foncier », édité par la FAO.

² Sous le format ARCVIEW

Les cartographies thématiques de l'étude « état zéro » (Huynh, 1996) ont été intégrées :

- Carte géomorphologique (Prost, M. T. 1996)
- Carte du fonctionnement des hydrosystèmes (Lointier, M. 1996)
- Carte des formations pédologiques (Sourdat, 1976, Grimaldi M., 1996, figure 1)
- Carte de la végétation (Puig, H. 1996)

Les données d'observation de la Terre disponibles sur la zone sont les suivantes :

- 13 novembre 1986 : image SPOT (3 canaux)
- 18 juillet 1988 : image Landsat TM (6 canaux)
- 27 octobre 1989 : image SPOT (3 canaux)
- 1 mai 1992 : image radar (ERS1, bande C)
- 13 février 1993 : image radar (J-ERS, bande L)
- 13 novembre 1993 : image SPOT multispectrale (3 canaux)
- 30 août 1994 : image SPOT multispectrale (3 canaux)
- 15 septembre 1999 : image SPOT panchromatique et multispectrale*
- 8 février 2000 : image SPOT multispectrale* (4 canaux)
- 5 décembre 2001 : image SPOT multispectrale* (4 canaux)

*acquises dans le cadre d'un contrat ISIS n° 202-268

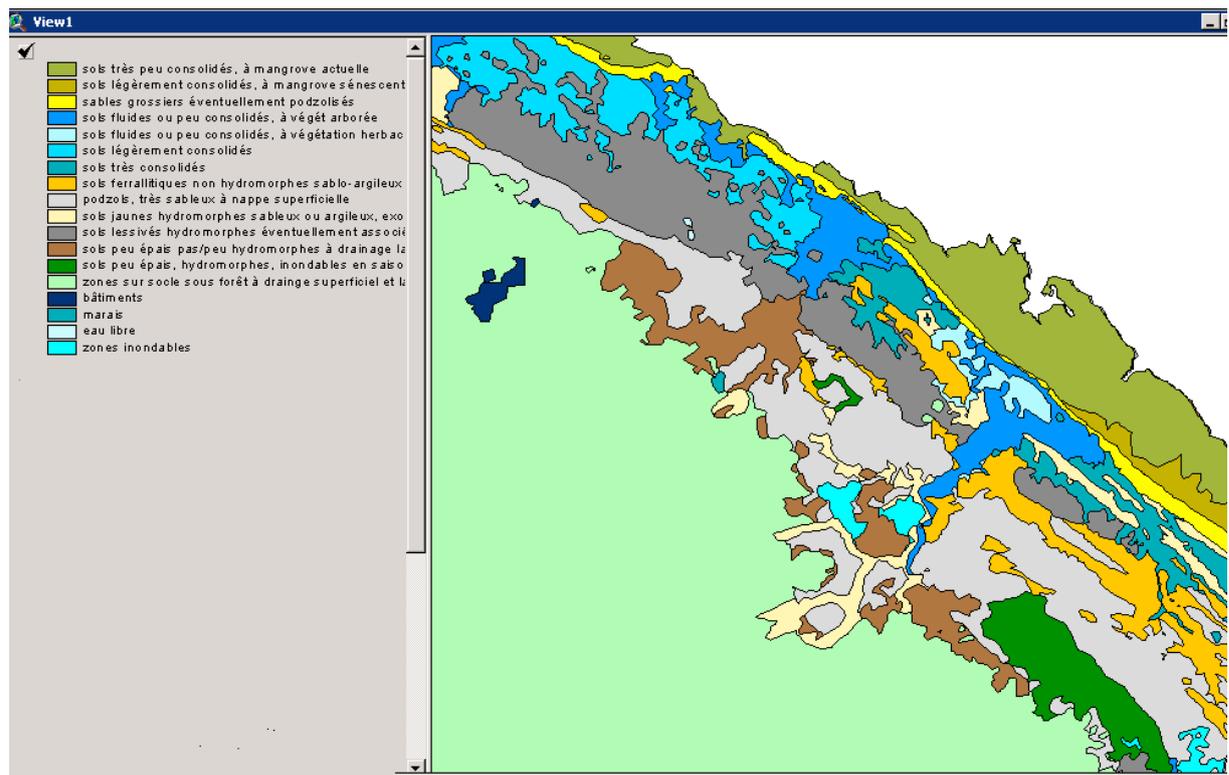


Figure 1 : carte des formations pédologiques

3.2 EXEMPLE D'EXPLOITATION DU SIG

3.2.1 Dynamique des bancs de vase sur 15 ans (Lebourgeois V., 2002)

L'exploitation des données satellite entre 1986 et 2001 a permis de matérialiser la limite des palétuviers de front de mer et quantifier les surfaces « perdues » ou « gagnées » sur la mer. Un calcul de la vitesse du phénomène (figure 2) et l'observation par photo-interprétation montre un phénomène complexe qui semble ne pas obéir à des lois simples.

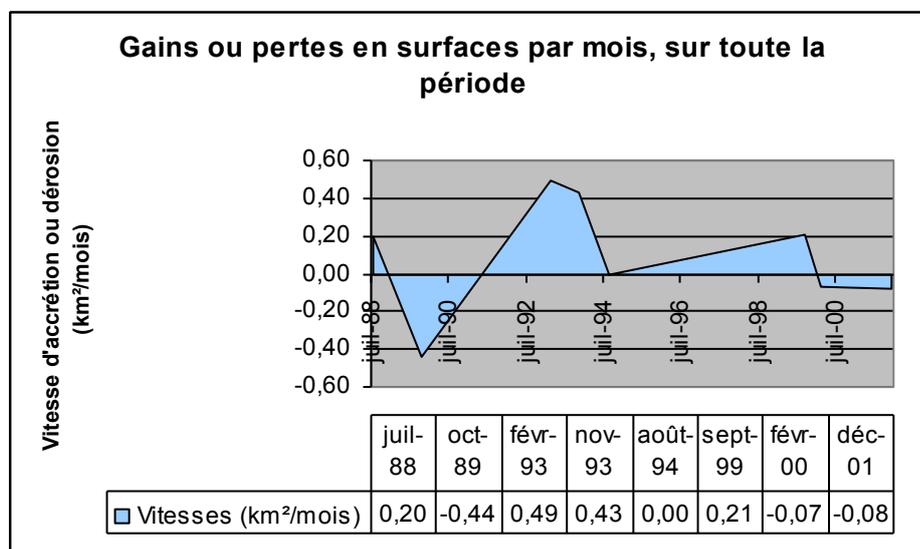


Figure 2 : Vitesse mensuelle d'érosion et d'accrétion. En érosion aujourd'hui, les vitesses demeurent faibles et deux périodes temporelles se démarquent autour de l'année 1994, où l'on observe des vitesses plus élevées avant cette date.

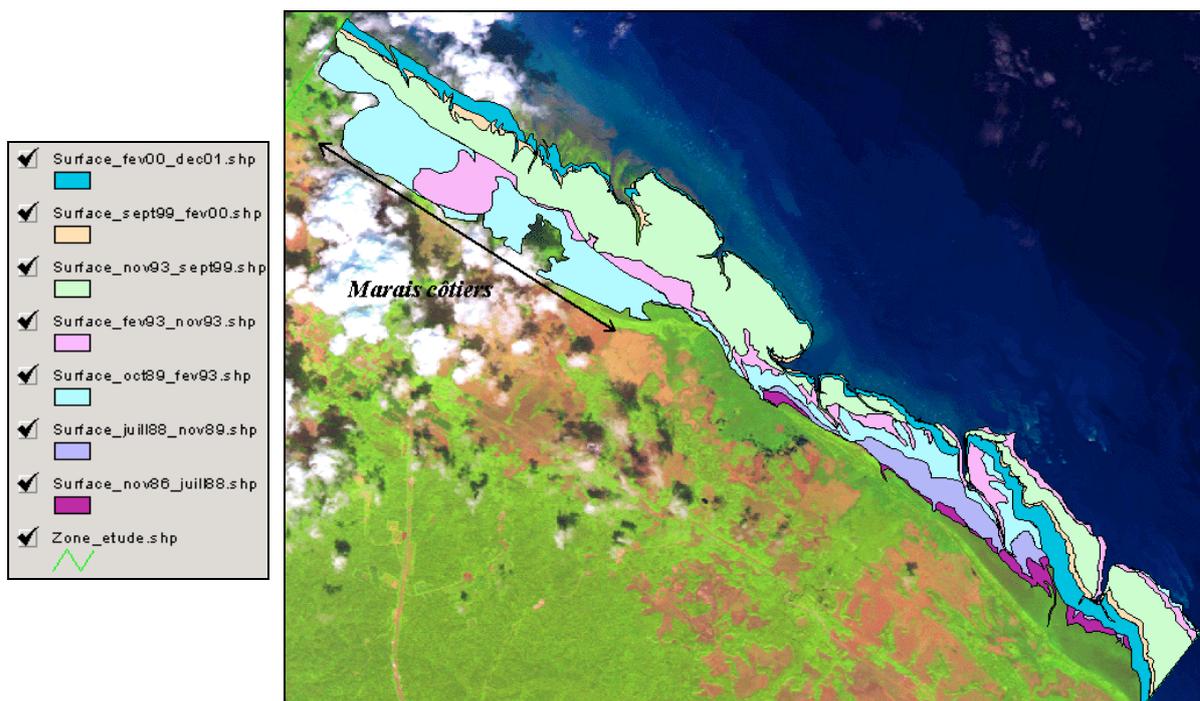


Figure 3 : Évolution des surfaces gagnées ou perdues sur la mer entre 1986 et 2001.

Remarque : Les surfaces étant superposées les unes aux autres, elles ne sont donc pas toutes visibles entièrement (exceptée celle située en haut du tableau ci-contre).

3.2.2 Analyse spatiale du dispositif de mesure

L'approche spatialisée de ces écosystèmes très difficiles d'accès, apporte beaucoup d'information quantitative nécessaire à la démarche de représentation des connaissances et permet également de faire une analyse « critique » du dispositif de mesure.

Ainsi, en cherchant à spatialiser les mesures en Alumine et en HCl mesurées sur le terrain lors des vols 502 et 503, on se rend compte que la répartition spatiale des points de mesure est sur les voies d'accès et ne permet pas le tracé d'isovaleurs de concentration (fig 3). Ce tracé d'isovaleurs aurait été un moyen robuste pour valider le modèle des retombées : néanmoins, la répartition spatiale des mesures de terrain devant se rapprocher d'un maillage régulier sur la zone n'est pas réaliste à proposer, vu les difficultés d'accès (certains marais ne sont accessibles qu'en chenillette amphibie).

Nous recommandons un dispositif plus simple, mais plus instrumenté.

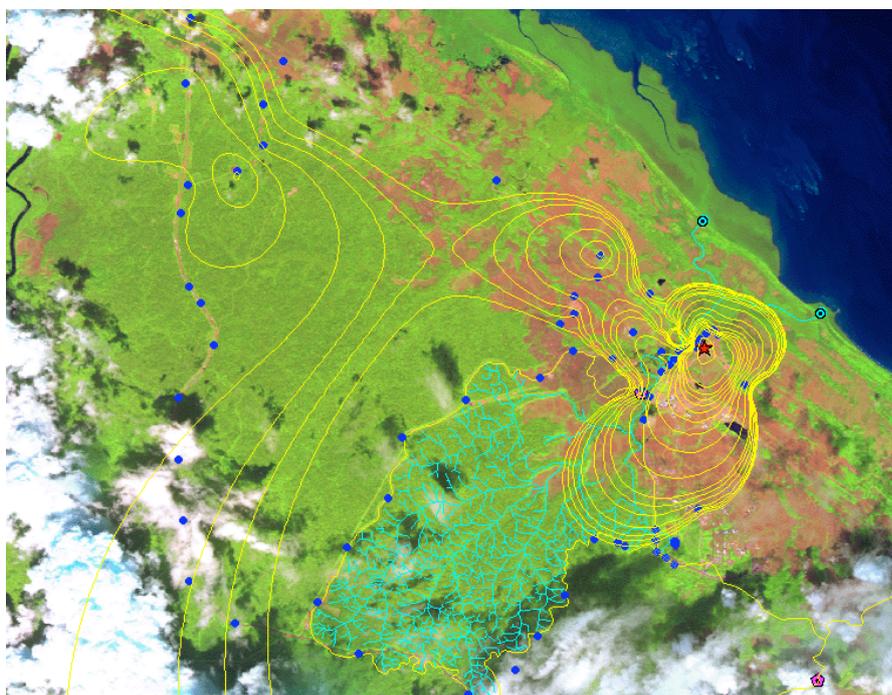


Figure 3 : tentative de tracé des isovaleurs en alumine recueillie sur le terrain (krigeage) pour le vol 502 - En bleu, les points de mesure terrain

3.2.3 Requête de détermination de sites de mesure

Ce type d'approche permet aussi d'optimiser le nombre de prélèvements, tout en restant dans le cadre imposé par la réglementation³. A titre d'exemple, nous avons réalisé une requête sur la base de données pour chercher à définir des sites d'emplacement des biostations, avec des contraintes de proximité de cours d'eau, de faible distance à une voie de communication (100 m) et de répartition selon l'axe des vents les plus fréquents (figure 4). On a retenu ici trois sites distants de 1, 7.5 et 15.5 km du ZL3. Le site témoin est au vent et à 7 km du pas de tir.

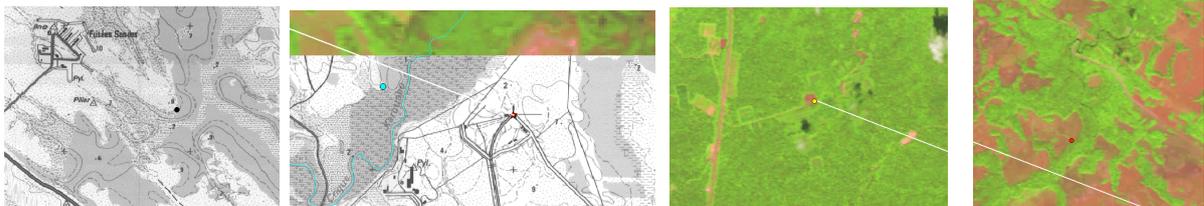
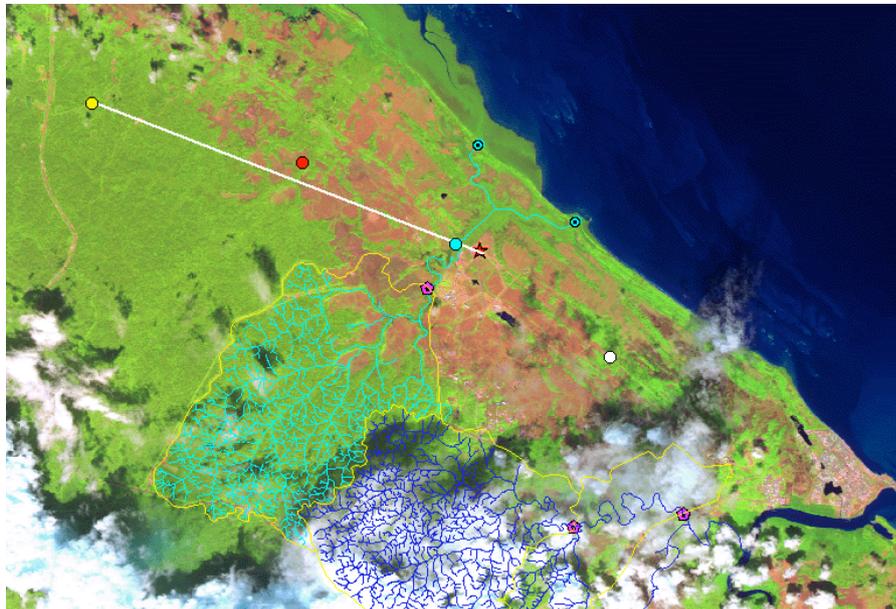


Figure 4 : Exemple de détermination des emplacements des biostations à l'aide du SIG ; vue générale et détaillée sur un site témoin, et trois sites sous le vent des installations ZL3. La carte IGN et une composition colorée SPOT est utilisée comme fond.

Ces quelques applications montrent le potentiel d'investigation qu'il est possible d'obtenir dès lors que l'on dispose d'une information spatialisée, où l'information tirée de l'observation de la Terre devient indispensable. De plus, la disponibilité de photos aériennes IGN (au centre IRD de Cayenne) datant des années 50 permettrait de faire une analyse fine de la transformation des paysages naturels et notamment du contact « forêt / savane ». Cette analyse pourra être confrontée avec des observations de terrain (âge des arbres etc.).

³ Arrêté n°3044 du 28 déc. 1999

4. RECOMMANDATIONS

Programmer des acquisitions régulières SPOT, mais aussi radar (ERS, Envisat) en saison des pluies (4 données par an par exemple, afin d'obtenir un bon suivi temporel du littoral mais aussi du site CSG lui-même. Intégrer ces éléments géolocalisés dans le SIG.

Afin de mieux analyser les impacts, il serait souhaitable de pouvoir « projeter » les résultats de la modélisation SARRIM dans ce système de représentation géolocalisé, permettant de disposer peu avant un tir, d'un inventaire des milieux qui seront touchés par les retombées. On obtiendrait ainsi les surfaces et les quantités par type de milieu.

Sur le court terme il sera ainsi possible de produire des cartes d'impact probables (probables dans le sens où on ne pourra pas « prédire » la direction des vents).

Sur le long terme, une étude de la dynamique de l'espace sur la période 1950-2002 nous paraît également souhaitable afin d'obtenir une information fiable avant et pendant les activités de lancement du CSG et de se prononcer sur la tendance naturelle du milieu (évolution ou stabilité). Si cette tendance peut être modélisée, on pourra construire des simulations d'évolution du paysage (bancs de vase, contact forêt savane...) jusqu'en 2010, où seront superposées les simulations SARRIM pour 50 lancements avec une modélisation statistique des vents.

Cette série de simulation permettra de mettre en évidence des zones d'accumulation "probables" qui pourront guider une expertise de terrain quant à la nature effective des impacts attendus.

Annexe 2.

Modélisation de la dispersion des rejets lors des tirs Ariane 5 Commentaires sur le modèle SARRIM⁴

Claudine Schmidt-Lainé

1. INTRODUCTION ET DESCRIPTION DU MODELE

1.1 LES COUCHES ATMOSPHERIQUES

La modélisation des rejets gazeux et particulaires lors de tirs ou d'explosions repose sur une description classique de type 1D de stratifications atmosphériques [Monin et Yaglom,1971]. Les couches sont déterminées par l'étude des profils thermiques obtenus par mesures météorologiques (radiosondages).

1.2 LE MODELE DE NUAGES

Le panache est décrit par un modèle de type Briggs [Briggs, 1968] : le nuage d'effluents est modélisé sous la forme d'un objet simplifié, sphérique ou elliptique, de température homogène et dont la concentration en gaz et particules est elle aussi simplifiée (constante suivant la verticale, répartition gaussienne suivant l'horizontale). La dynamique du panache est donc essentiellement fonction du gradient thermique vertical et du champ de vitesse extérieur dû au vent.

Les équations de Briggs fournissent le modèle d'ascension du nuage reliant altitude du panache et temps d'ascension sous différentes hypothèses, comme celle d'atmosphère stable.

1.3 DEVELOPPEMENT DU NUAGE – TURBULENCE

Les différents paramètres géométriques du nuage sont définis dans chaque couche atmosphérique traduisant le développement du nuage. De même les effets turbulents dus au vent et au gradient thermique sont pris en compte par un modèle logarithmique dans lequel le nombre de Richardson témoigne de l'importance de l'effet thermique dans le phénomène turbulent observé. L'hypothèse de turbulence homogène et isotrope permet de simplifier à nouveau le système.

⁴ Stratified Atmosphere Released of Rockets Impact Model

1.4 LA DISPERSION DES POLLUANTS

La dernière partie de la description consiste à modéliser la dispersion des effluents en prenant en compte la spécificité des retombées solides (taille des particules pour l'alumine, par exemple) et des retombées acides en cas de pluie à partir d'un modèle de répartition gaussienne dans le plan horizontal. Cette hypothèse est choisie en particulier pour sa simplicité d'utilisation et assure une répartition majorée des retombées.

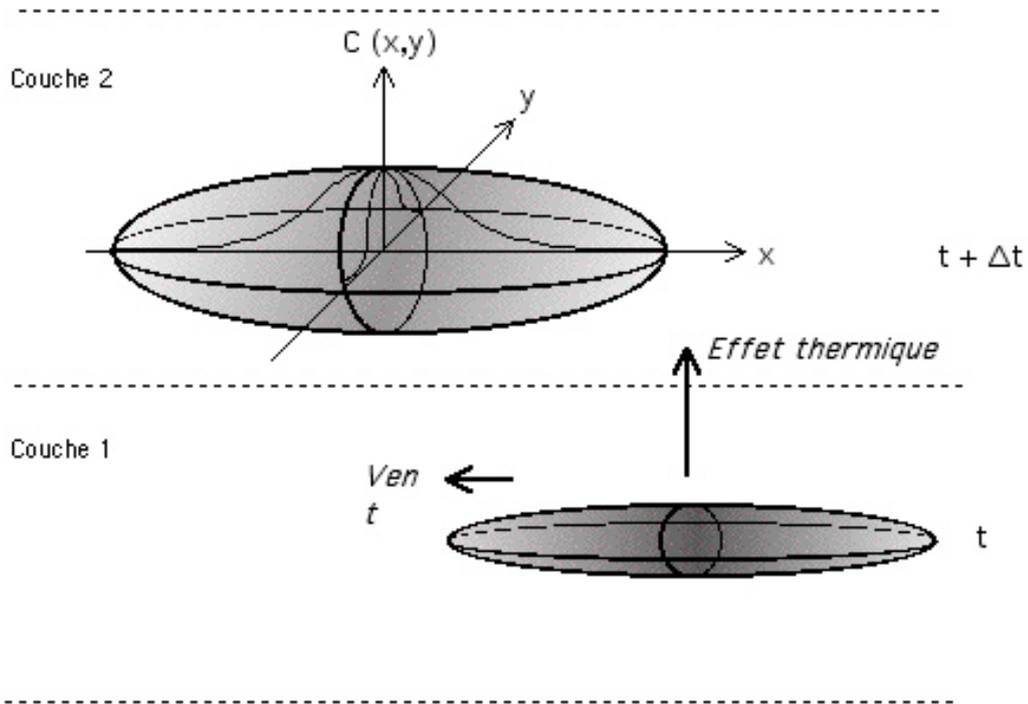


Figure 1:- Modèle géométrique simplifié d'évolution du nuage

2. DISCUSSION DU MODELE

L'observation des milieux thermiquement stratifiés et la modélisation semi-empirique simplifiée des effets de transport turbulent qui en résulte est suffisamment robuste pour ne pas avoir à remettre en cause fondamentalement la description de l'ascension d'un panache d'effluent.

L'emploi d'un modèle essentiellement **unidimensionnel** privilégiant l'axe vertical est donc justifié.

Notons cependant que l'emploi d'un tel modèle nécessite la détermination précise des différentes couches atmosphériques qui ne peut se faire qu'avec des observations météorologiques régulières (température et champ de vitesse, pluviométrie).

La description de la montée du panache sous forme d'un objet géométrique simple « fermé » est également justifiée par la prise en compte *a posteriori* des effets de mélange et de la turbulence (cf. figure 1). Parmi les nombreux paramètres de ces modèles, dont les valeurs de référence sont calées sur les moyennes des données météorologiques observées, notons en particulier que la concentration est supposée uniforme verticalement et que le modèle de turbulence fait apparaître un coefficient de rugosité empirique caractérisant l'état de surface au sol. Ce paramètre de rugosité apparaît être la seule prise en compte de l'interaction sol-atmosphère. Il est donc indispensable d'effectuer une étude de sensibilité détaillée sur ce paramètre. On pourra se reporter à la thèse de E. Roméo pour des analyses de ce type [Roméo, 1994].

Les différents paramètres du modèle de nuage et de turbulence tels que les dimensions du nuage, la valeur de référence de la turbulence de la loi logarithmique sont dérivés de valeurs météorologiques moyennées ainsi que de lois empiriques largement développées dans la littérature [Turner, 1970 ; Briggs, 1973 ; Weill et al., 1984 ; Samson, 1997] et il convient donc également d'effectuer une analyse critique des différents choix de ces paramètres dans SARRIM ainsi que des tests de sensibilité. On pourra aussi se référer à des tests équivalents effectués sur le code REEDM de la NASA qui utilise le même type de modélisation : atmosphère stratifiée, modèle de Briggs, dispersion atmosphérique [Brady, 1999].

Le modèle de dispersion atmosphérique des effluents prend en compte de façon fondamentale le rôle de la pluie et de la taille des particules pour les rejets en aluminium en particulier. Les paramètres de taille de ces particules sont également à considérer en détail. Une contribution récente de la NASA montre la nécessité d'envisager des tailles de particules d'ordres de grandeurs bien différents de ceux classiquement utilisées jusqu'ici [REEDM, appendix T, Beiting et al., 1997].

3. QUELQUES PISTES D'ETUDE

3.1 DETERMINATION DES BORNES DU DOMAINE D'IMPACT ET DES CONCENTRATIONS MAXIMALES

En dehors d'un aspect opérationnel prédictif du transport de polluants à chaque tir, le code SARRIM pourrait être utilisé de façon à fournir une approximation même grossière de la zone d'impact maximale ainsi que des maxima de concentration associée. Une telle étude nécessiterait de faire fonctionner le code avec des jeux de paramètres permettant d'atteindre des sur et sous-solutions du modèle. Cette étude s'appuie sur une analyse numérique détaillée du modèle.

Le résultat escompté est un « zonage » permettant de mieux corrélérer données de terrain (résultats obtenus sur les capteurs et plus généralement sur les systèmes d'observation, évaluation du bruit de fond) et les résultats de simulation ; l'étude de sensibilité donnant par ailleurs de précieuses indications pour l'échantillonnage des données de terrain.

3.2 UNE CHIMIE PLUS DETAILLEE

Le code SARRIM modélise la dynamique des produits de la combustion ; il s'agit donc d'un modèle de transport physique.

Il est clair que la combustion des produits en jeu fournit des radicaux intermédiaires nombreux qui nécessitent des modèles de chimie complexe parfois lourds. Il est classique d'envisager 100 réactions intermédiaires pour la simple combustion d'hydrocarbures, par exemple. Il n'est certainement pas nécessaire d'envisager un tel raffinement, toutefois on pourrait se pencher sur une amélioration dans la prise en compte de réactions intermédiaires. On notera que la version américaine du code REEDM inclut depuis quelques années une chimie complexe modélisée par le logiciel Chemkin [Brady and Martin, 1995, 1997].

D'autre part, la température importante du panache induit probablement des réactions entre l'air ambiant et les produits de la combustion. On pourrait en particulier s'intéresser à la concentration en NO_x dégagée en post-combustion.

3.3 DES VALIDATIONS EXPERIMENTALES

En plus des études de sensibilité de paramètres précédemment évoquées, permettant de tester la robustesse du modèle, une validation expérimentale du modèle atmosphérique SARRIM pourrait être conduite par utilisation d'un gaz traceur, par exemple du SF₆, employé pour la validation du code REEDM [Albernaty et al., 1999].

4. RÉFÉRENCES

Abernathy R.N., Min I.A., Lundblad B.L., Kempf W.S., Tracer puff dispersion at launch sites. Aerospace report, TR-99(1413)-4, 10p, 1999.

Beiting E.J., Exhaust particle size data from small and large particles solid rocket motors. Journal of Spacecraft and Rockets, 34, 3, 303-310, 1997.

Brady B.B., Martin R.L., Use of SURFACE CHEMKIN to model multiphase atmospheric chemistry : application to nitrogen tetroxid spills. Atmos. Envir., 29, 715-726, 1995.

Brady B.B., Martin R.L., Modeling multiphase chemistry with SURFACE CHEMKIN. J. Spacecraft and Rockets, 34, 780-784, 1997.

Brady B.B., REEDM methods of analysis. TOR 2000, 1999.

Briggs G.A., CONCAWE meeting : discussion of the comparative consequences of different plume rise formulas. Atmos. Envir., 2, 228-232, 1968.

Briggs G.A., Discussions : chimney plumes in neutral and stable surrounding. Atmos. Envir., 6, 507-510, 1972.

Briggs G.A., Some recent analyses of plume rise observation. Proc. Second Internat. Clean Air Congress, Academic Press, New-York, 1971.

McDonald A.J., Chemical rocket propulsion and the Environment. AIAA Space Programs and Tehnologies Conference, Hunstville, 1992.

Monin A.S. et Yaglom A.M., Statistiaci Fluid Mechanics : Mechanics of turbulence, Vol 1, MIT Press , 1971.

Samson P.J., Air pollution modeling. Lecture notes from AOSS 563, University of Michigan, 1997.

Rapport ARIA TECHNOLOGIES, Note de principe du logiciel SARRIM.

<http://www.aria.fr/>

Annexe 3.

Expertise Hydrologique

Marc LOINTIER - IRD, Unité Espace S140

INTRODUCTION

Menées depuis 1990, les études sur l'environnement du CSG permettent aujourd'hui d'avoir une série de mesures hydrologiques d'une dizaine d'années sur le petit bassin de la Karouabo. Cette connaissance des débits sur plusieurs années est indispensable pour évaluer les apports de ce bassin versant forestier à la zone humide et de replacer chaque année de mesure dans un contexte climatique plus global.

Par ailleurs, deux études majeures permettent de revisiter les informations collectées ainsi que leurs conclusions :

La première concerne l'impact des essais de boosters d'Ariane V au BEAP (1990-1994), où l'on trouve des observations sur l'impact des produits de lancement sur le milieu naturel, avec une analyse du milieu avant les essais.

Une seconde concerne l'état du milieu naturel dans les environs du pas de tir d'Ariane V (1994-1996).

On dispose donc aujourd'hui d'un état des lieux de l'environnement au pas de tir LA3 avant toute activité de lancement et en même temps d'un impact mesuré "en vrai grandeur" des produits de combustion sur le milieu naturel au site du BEAP.

1. LE SYSTEME HYDROLOGIQUE COTIER AU SITE DU CSG

Trois entités hydrologiques sont à distinguer (fig.1) :

- Le bassin versant forestier lui même dont les écoulements alimentent les zones humides en aval ;
- Les zones humides traversées par des cheniers⁵ comportant des zones d'eau libre ou de marais à cypéracées faisant office de stockage des eaux ;
- Un système de petits estuaires circulant dans la mangrove, permettant potentiellement une évacuation des eaux vers l'Océan, et pouvant favoriser un double rôle de prédominance marine vers les zones humides, en fonction des conditions d'envasement ou non du littoral.

Si les limites du bassin versant sont parfaitement définissables par les lignes de crête (et permet donc de réaliser des mesures de débits), il n'en va pas de même de la zone humide qui ne présente pas de limites latérales marquées. La circulation des eaux pluviales et de ruissellement peuvent tout aussi bien être parallèles que perpendiculaires à la ligne de côte. Les observations de terrain n'ont pas fait apparaître de vitesses d'écoulement mesurables.

⁵ Barres sableuses parallèles à la côte en Guyane

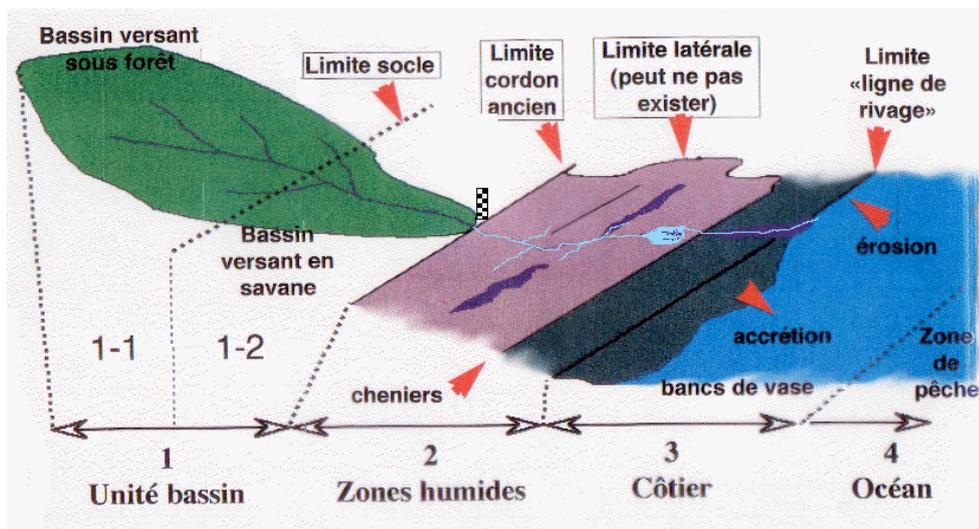


Figure 1 : Schéma du système hydrologique côtier connu à ce jour.

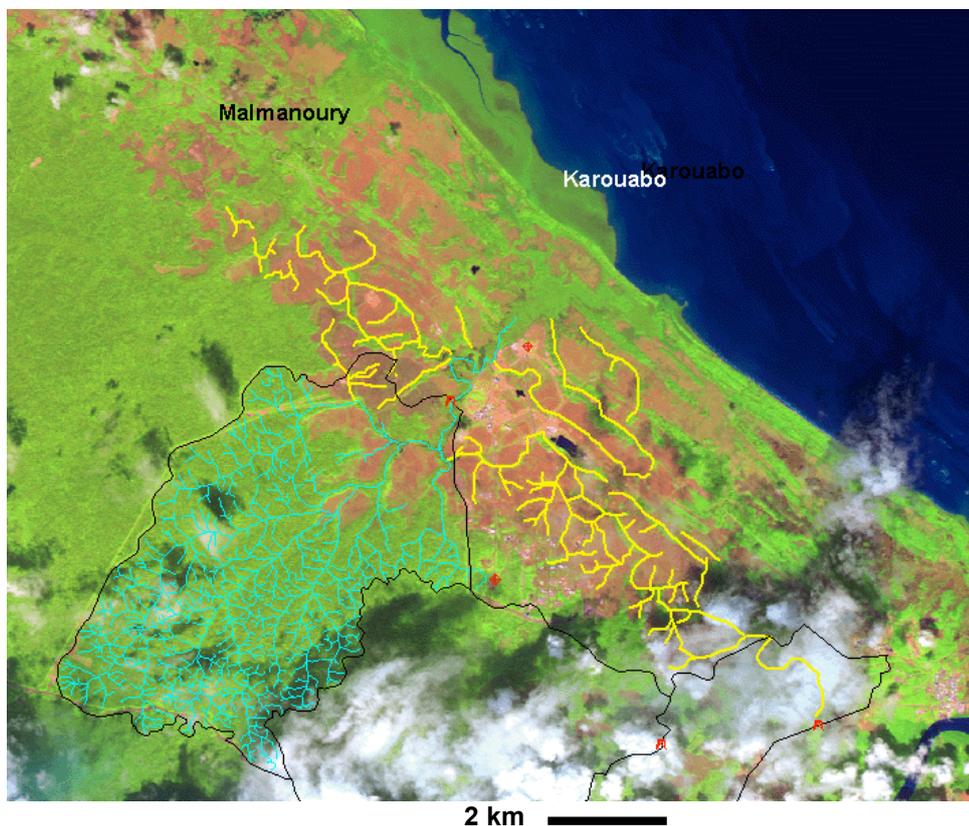


Figure 2 : Vue du système hydrologique global sur fond d'image SPOT du 5 déc. 2001.

En bleu, le réseau hydrographique, en jaune, les bas-fonds identifiés sur une données radar en bande «L» (JERS1). On observe pour la première fois depuis 10 ans, un départ des bancs de vase littorales devant la Karouabo, laissant le cordon sableux en contact direct avec la mer.

nb : les données satellites ont été acquises pour partie dans le cadre CNES – ISIS n° 202-268

2. LE BASSIN VERSANT : ANALYSE DES ENTREES DANS LA ZONE HUMIDE

Les mesures de débit à l'exutoire du bassin de la Karouabo s'effectuent à l'aide d'un limnigraphe donnant des hauteurs du plan d'eau, converties ensuite en débits par une courbe d'étalonnage réalisée sur le terrain par une série de jaugeages. Les mesures ont débuté en 1990, permettant d'avoir une série chronologique de données journalières de plus de dix ans. Ces séries de mesures à long terme garantissent la possibilité de réaliser des traitements statistiques pertinents dans un domaine qui dépend du climat et dont la variabilité temporelle des débits est forte.

La surface du bassin est de 83,3 km² et son débit moyen annuel de 5,36 m³/s (débit spécifique de 65,3 l/s/km²).

2.1 VOLUMES ECOULES

A partir des valeurs quotidiennes, il a été calculé les volumes d'eau écoulés, en année hydrologique, c'est à dire du 1 novembre au 31 octobre de l'année suivante, date considérée comme la fin de l'étiage moyen. Ces volumes annuels appartiennent ainsi au même épisode climatique, évitant une séparation arbitraire de ces phénomènes naturels au 1^{er} janvier.

Année	Volume en 10 ⁶ m ³
92	100,32
95	112,80
91	138,92
93	144,84
98	146,60
96	235,38
97	236,47
94	236,89

Classés selon la croissance des valeurs de volume écoulé, on observe :

- Une variabilité inter annuelle forte, observée également depuis l'origine des mesures sur le réseau hydrométrique de base (mesuré depuis 50 ans), fournissant une bonne référence pour les régimes Guyanais en général ;
- Une série d'années (1994, 96, 97) au volume écoulé de l'ordre de 236 millions de m³ ; Un contrôle a été effectué auprès des stations du réseau hydrométrique de base : Les stations de saut-Sabbat sur la Mana et de Pierrette sur l'Approuague présentent des écoulements similaires indiquant ces années à forte hydraulicité très rapprochées dans le temps.

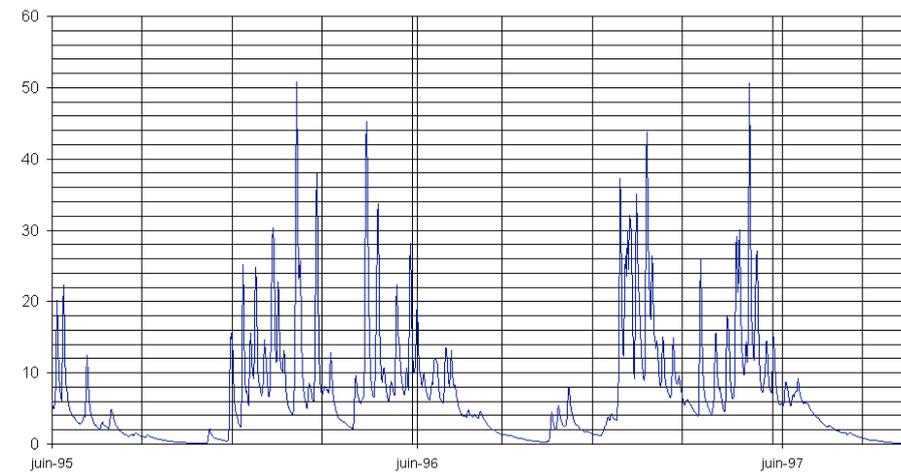


Figure 3 : Hydrogramme de la Karouabo (au pont, sur la route de l'Espace)

L'analyse de l'hydrogramme montre que ces années à forte hydraulité sont dues à une abondance des pluies durant la période décembre-mars, relayées par la saison des pluies principale du mois de mai. Une dizaine de crues se produisent durant ces périodes.

2.2 CRUES ET ETIAGES

L'analyse des caractéristiques de crues permet de dégager les éléments suivants :

- Les temps de montée sont compris entre 1 et 5 jours, les crues rapides se produisant pendant la saison des pluies (avril à juin), tandis que les crues les plus lentes sont observées, après l'étiage, à la petite saison des pluies de novembre à janvier. En moyenne le temps de montée est de 1,8 jours.
- Les volumes écoulés en crues sont compris entre 2,2 et 10 millions de m³, avec une moyenne de 6,5 Mm³. Une bonne corrélation se dégage avec le total pluviométrique qui a provoqué la crue.

L'étiage est en général situé entre août et octobre, avec une décroissance exponentielle marquée, allant jusqu'à l'arrêt des écoulements certaines années.

La durée des étiages est comprise entre 45 et 80 jours. Les courbes de tarissement sont modélisables (coef. $r^2 = 0,97$) par la vidange d'un réservoir simple, selon la relation :

$$q = q_0 e^{-\beta(t-t_0)} \text{ avec } q, \text{ débit en m}^3/\text{s et } t, \text{ temps en jours.}$$

Par exemple, on obtient pour le coefficient β :

Année	Coef β
1991	0,0157
1992	0,0240
1993	0,0131

2.3 MODELISATION PLUIE-DEBITS

Le choix d'un modèle hydrologique analytique et surtout son utilisation sont d'une mise en œuvre assez complexe, qui dépend de nombreux paramètres selon la zone géographique, du pas de temps choisi, etc... Afin de demeurer dans une logique opérationnelle, nous avons voulu réaliser une approche de type "apprentissage par l'exemple", dans deux cas : modélisation linéaire (régression multiple) et modélisation non linéaire (réseau de neurones).

2.3.1 Recherche de sensibilité par modèle linéaire (régression progressive ascendante)

Une série de 1080 jours consécutifs de données pluie/débit sur le bassin-versant de la Karouabo a été utilisée pour l'apprentissage (700 premiers jours) et la validation (380 derniers jours).

La première opération a consisté à faire une recherche de sensibilité des débits à la pluie des j_i jours précédant le jour j_0 (i variant de 1 à 19) par une régression progressive ascendante (Draper N. & Smith. H., 1981). Cette méthode recherche itérativement, dans l'ensemble des variables choisies (ici les 20 jours précédant le débit), celles qui sont les plus explicatives du débit. A chaque itération, une variable supplémentaire est retenue et on recalcule le jeu de coefficients. La courbe des coefficients de la fonction de transfert ainsi obtenue (fig. 4) représente un hydrogramme unitaire. Son analyse montre que les pluies des jours $j-3$ à $j-5$ expliquent une grande partie des débits mesurés. On constate un palier de $j-6$ à $j-12$ qui peut encore être considéré comme explicatif, puis un second palier au-delà de 13 jours. Ces deux paliers permettent de réduire la dimension du modèle en prenant les valeurs de pluie hebdomadaire pour ces deux périodes successives. Les pluies des jours $j-1$ et $j-2$ n'apparaissent pas.

Il était intéressant de tester une modélisation linéaire par rapport à la suite de la démarche : en effet, dans la modélisation non linéaire par réseau de neurones, on ne disposera pas d'information explicite sur l'importance des variables et les réductions possibles du modèle. On utilisera donc le jeu réduit de variables ainsi identifiées comme point de départ pour constituer les entrées du modèle neuronal.

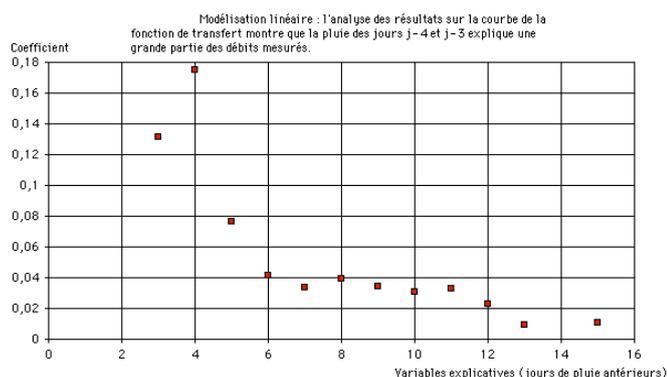


Figure 4 : ce sont les pluies des jours $j-4$ et $j-3$ qui expliquent une grande partie des débits observés

2.3.2 Réseau de neurones (modèle non linéaire)

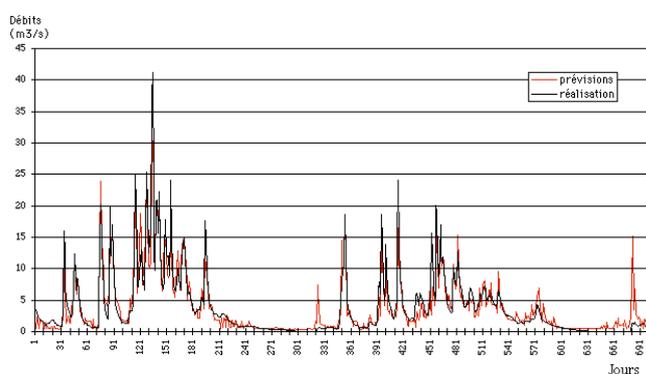
Aux variables d'entrée ci-dessus il est ajouté une fonction trigonométrique de la date Julienne, modulo 365 jours, pour positionner le jour j dans le cycle annuel, au cas où il existerait une incidence forte de la période de l'année sur la relation pluie/débit. La structure du réseau est de type "perceptron multi-couche" à 2 couches "cachées", comportant respectivement 6 neurones pour la première et 3 neurones pour la seconde. L'apprentissage est réalisé par l'algorithme de rétropropagation du gradient.

L'analyse journalière montre que les écarts entre les valeurs prédites et observées (fig. 5) sont parfois de forte amplitude, ce qui n'est pas surprenant dans le contexte choisi et au pas de temps journalier. De plus, le pluviomètre de référence est situé à une dizaine de km du centre du bassin de la Karouabo.

La moyenne des écarts (positifs et négatifs) sur la période des 380 jours de validation est proche de zéro : ceci montre que le modèle n'a pas de biais.

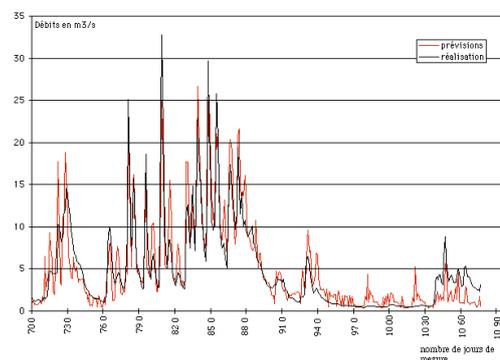
La série d'apprentissage montre des résultats relativement satisfaisants dans la définition des crues de saison des pluies. Par contre, on notera une évaluation des débits incorrecte, après des périodes de plusieurs jours sans pluie, pendant la saison sèche. Ceci montre qu'il conviendrait d'ajouter un coefficient d'humectation du sol comme variable d'entrée, mais qu'il faudrait pondérer par une caractéristique morphologique, comme l'extension des surfaces en savane du bassin-versant.

L'approche par réseau de neurones au pas de temps journalier montre que cette approche est acceptable dans la logique opérationnelle que nous nous sommes fixée. On obtient en effet une bonne prévision événementielle sur les dates des crues, mais il demeure une incertitude sur leur amplitude, surtout après les périodes de saison sèche (fig. 6). L'absence de biais de ce modèle permettra de réaliser des bilans quantitatifs mensuels ou annuels satisfaisants.



modélisation par réseau de neurones. Graphique temporel des valeurs calculées (en rouge) et des valeurs observées (en noir), sur la période d'apprentissage, choisie à 700 jours (sur 1000 mesurés).

Figure 5 : Modélisation pluie débits : apprentissage sur 700 jours



Validation du modèle établi par réseau de neurones sur 380 jours. Le résultat (calculé, en rouge) montre une assez bonne définition des crues mais ne rend pas compte des phénomènes d'étiage pendant la saison sèche.

Figure 6 : Application sur 380 jours

3. LA ZONE LITTORALE : ANALYSE DES ENTREES – SORTIES PAR LE CYCLE OCEANIQUE

3.1 LES VARIATIONS DES HAUTEURS

La marée est de type semi-diurne, et l'amplitude d'une marée théorique de vives eaux est de 3,84 m, soit une demi-amplitude de 1,92 m, différence entre le niveau moyen (à mi-marée) et la basse mer. Il est considéré que le niveau de référence IGN terrestre correspond au niveau moyen de la mer (hauteurs à la mi-marée, référence stable), et on définit un "zéro marin" aux îles du Salut, à 1,92 m sous le "zéro IGN".

Pour la Guyane, on trouve les valeurs suivantes de marnage :

	Marée haute	Marée basse	Amplitude
Vives eaux	3,50 m	0,60 m	2,90 m
Marées moyennes	2,95 m	1,10 m	1,85 m
Mortes eaux	2,40 m	1,60 m	0,80 m

Dans ces conditions de variations d'amplitude à l'échelle mensuelle et annuelle, ce sont les limites spatiales des domaines marin et saumâtre qui peuvent se déplacer. En fonction des conditions hydro-pluviométriques certaines réponses du milieu se trouvent modifiées avec, pour conséquence, l'extension spatiale d'une unité au détriment d'une autre et des répercussions sur le fonctionnement du marais d'eau douce lui-même.

3.2 LA DYNAMIQUE DU LITTORAL

Facteur prépondérant, l'envasement et le désenvasement (fig. 7) est un facteur mécanique puissant des transformations du littoral, mais aussi des marais et des zones humides qui, en quelques années, peuvent évoluer d'un marais ouvert à la mer à une lagune d'eau douce.

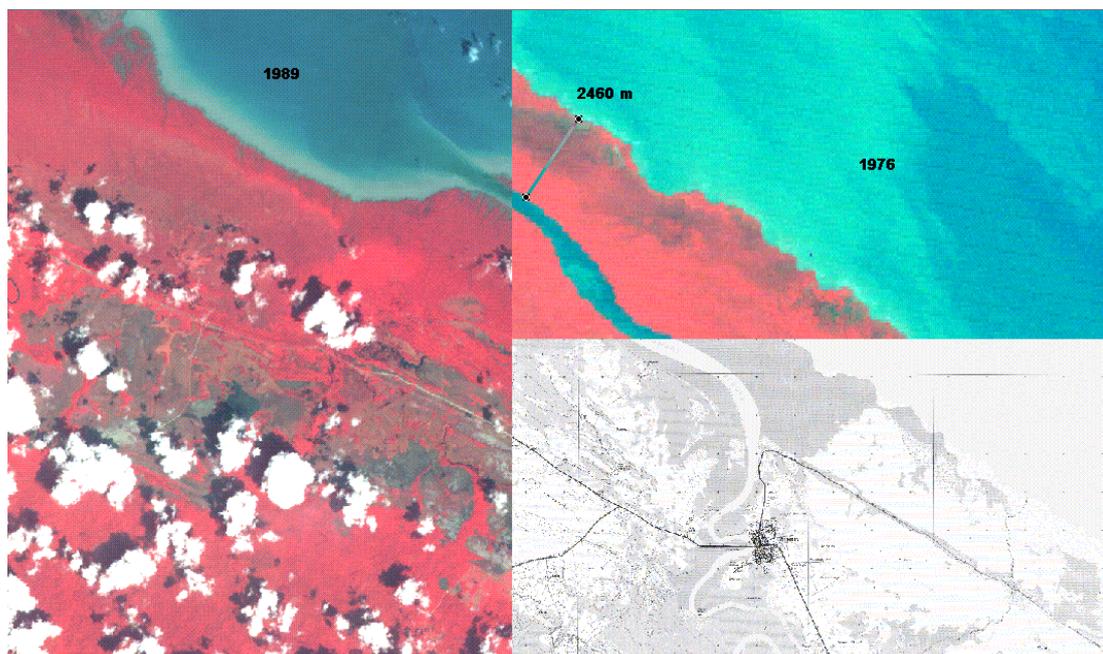


Figure 7 : Illustration de la dynamique littorale entre 1976 et 1989 , devant la ville de Sinnamary, où 2500 m de mangrove ont été détruits. L'extrait de carte IGN positionne le trait de côte de 1987.

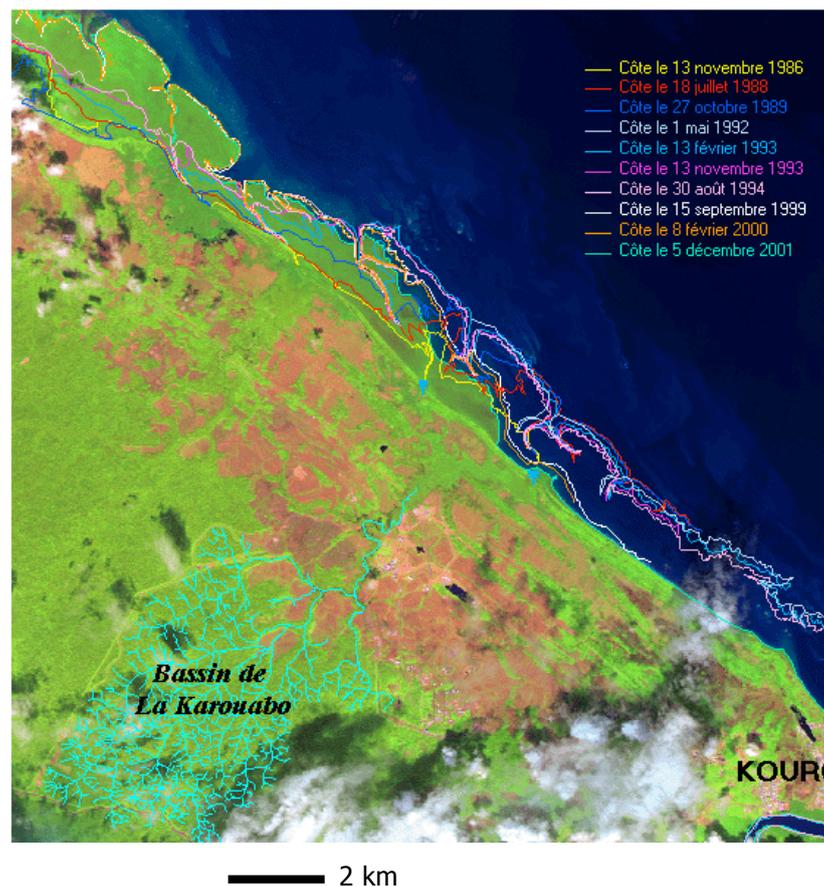


Figure 8 : Marais de la Karouabo : le trait de côte peut être décrit avec précision par les données d'observation de la Terre (DOT), ici avec SPOT entre les années 1988 et 2001. Les deux points bleus indiquent la position du passage des eaux vers la mer. Le chevelu hydrographique est extrait de la carte IGN au 1/25000^e.

Globalement on observe que la Malmanoury est plus envasée aujourd'hui, et c'est le système de la Karouabo qui semblerait retrouver sous peu, des conditions d'évacuation des eaux en mer plus favorables du fait du départ du banc de vase.

La question aujourd'hui est d'évaluer ce potentiel d'évacuation des eaux des marais : les campagnes de terrain de 1995 et des analyses d'eau ont montré la présence d'eaux douces et une absence de communication océanique. Cette situation qui a prévalu pendant une dizaine d'années pourrait brutalement changer par une ouverture importante dans le cordon sableux et créer un exutoire plus fonctionnel, mais aussi une invasion rapide des eaux marines.

4. LA ZONE HUMIDE ET LE BILAN HYDROLOGIQUE GLOBAL ANNUEL

Schématiquement, deux unités se succèdent de l'amont vers l'aval : les unités appartenant à la plaine côtière ancienne qui comportent des savanes inondables, en général au moment des fortes pluviométries, puis la plaine côtière récente avec d'importants espaces inondés et le plus fréquemment recouverts de cypéracées. Ce dernier système est un lieu de stockage des eaux, dont la structure est peu connue : une mission de terrain a permis d'en tirer la coupe schématique suivante montrant l'important volume d'eau présent et mélangé aux vases.

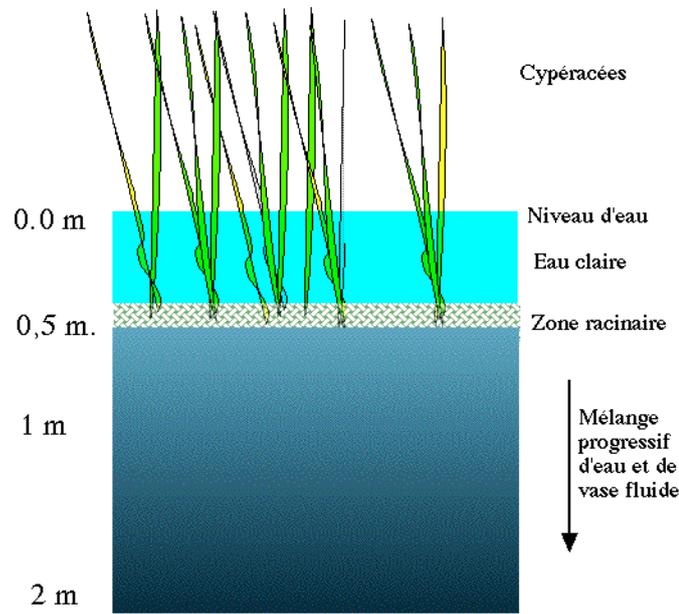


Figure 9 : Coupe schématique d'un marais à cypéracées à partir des missions de terrain.

En l'absence d'écoulements observés et mesurables dans la partie 0-50 cm, la notion de temps de résidence n'est pas accessible par les mesures hydrométriques classiques, comme le moulinet hydrométrique.

Les éléments dont nous disposons permettent néanmoins de proposer un bilan global du fonctionnement du système de la Karouabo. En effet, l'analyse des données satellite permet d'estimer les surfaces de marais. La valeur obtenue est de l'ordre de $10 \cdot 10^6 \text{ m}^2$ (noté Mm^2 par la suite) concernés par les apports du bassin versant, les apports par la pluie et l'évapotranspiration. Les bilans hydrologiques réalisés sur les bassins versants forestiers permettent d'estimer (à la précision sur la connaissance de la pluie près), une évapotranspiration globale qui serait de l'ordre de 1500 mm/an. (Roche, 1982 ; Lointier, 1996). Nous transposons cette valeur à notre hydrosystème, bien qu'elle est probablement plus élevée dans ces marais.

On constate que le bilan pluie moins évapotranspiration est de 12 Mm^3 soit entre 12 et 5 % des apports du bassin versant proprement dit.

Type d'entrée ou de sortie	Volume en Mm^3 par an
Pluie (environ 2700 mm/an)	27
Evapotranspiration (1500 mm/an)	15
Apports BV min mesurés	100
Apports BV max mesurés	230

En supposant, à l'échelle annuelle, un niveau d'eau constant dans le marais, les deux exutoires assureraient l'essentiel des écoulements vers la mer. Si l'on suppose que la circulation des eaux dans le marais concerne uniquement la partie d'eau claire de 0.5 m, le volume concerné est de l'ordre de 5 Mm³. Ainsi, en cas d'apports du bassin de 100 Mm³, le temps de renouvellement serait de 16 jours, et pour 230 Mm³ annuels, de l'ordre d'une semaine. Si l'on considère que le « trajet » depuis le pont de la Karouabo où sont mesurés les débits et l'exutoire en mer est de 8 km, on obtient des vitesses comprises entre 0.0015 et 0.003 m/s, non observables ni mesurables sur le terrain.

5. ESQUISSE DE FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DE LA ZONE HUMIDE

Deux approches ont été menées par rapport aux connaissances obtenues sur ces milieux et aux capacités des systèmes d'observation et de simulation : une modélisation hydraulique du volume d'eau dans le marais a été proposée, mais sans possibilité de la valider par des mesures de hauteurs d'eau réellement observées. En même temps, une analyse spatiale par les données d'observation de la terre a pu conduire à une cartographie hydrologique fonctionnelle (Lointier, 1996).

5.1 MODELISATION HYDRAULIQUE

L'objectif général propose un calcul du volume d'eau contenu dans le marais en fonction :

- des apports positifs ou négatifs de l'océan par une formule hydraulique (Chézy) et à partir des calculs de hauteur de marées fournis par le SHOM. Le coefficient de Manning a été établi lors des jaugeages effectués au pont de la Karouabo ;
- des débits d'entrée connus par mesure limnimétrique ;
- des apports pluviométriques mesurés au pluviomètre ;
- des pertes par évapotranspiration, estimées par la méthode de Penman.

Les pertes par infiltration ont été négligées à cause d'un substratum qui n'est pas bien identifié dans les parties aval. Tous les calculs sont réalisés au pas de temps horaire afin de prendre en compte les effets océaniques.

Les flux de pluie et d'évapotranspiration sont pondérés par la surface du plan d'eau.

Un diagramme de fonctionnement du modèle (fig.10) indique les boucles créées, comme pour l'évaporation et les flux océaniques, ainsi que les relations avec les autres variables entrant dans le calcul (Logiciel Vensim).

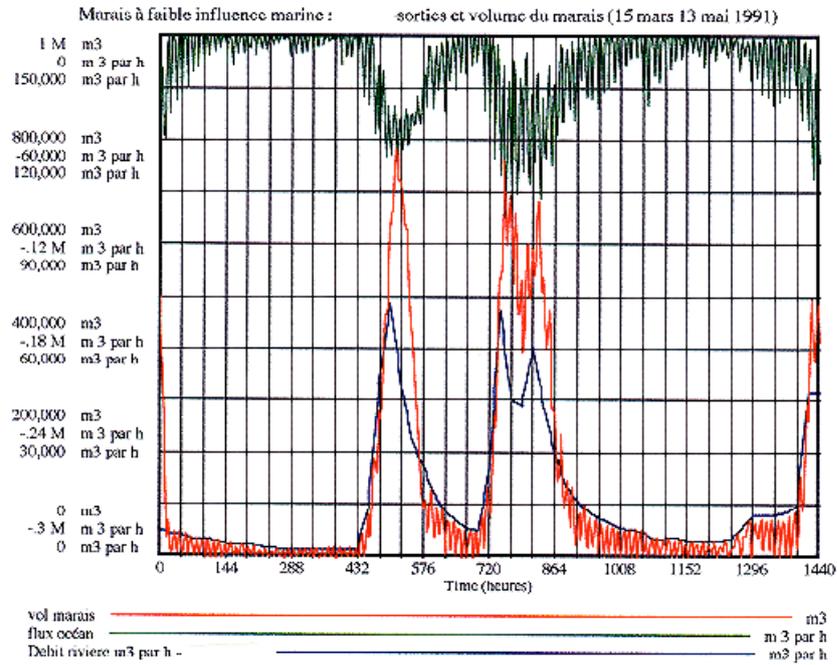
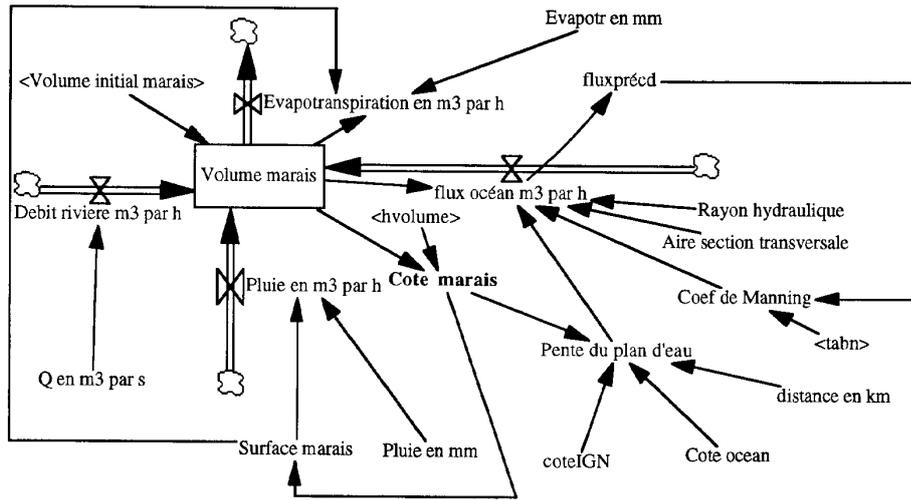


Figure 10 : modèle hydraulique de calcul du volume d'eau dans le marais et simulation

5.2 CARTOGRAPHIE HYDROLOGIQUE FONCTIONNELLE

L'ensemble des données optiques et radar géométriquement superposables ont été exploitées conjointement avec une cartographie pédologique de la zone (Huynh et al., 1996), pour réaliser une synthèse comprenant des termes descriptifs du milieu et de la dynamique de l'eau. C'est en ce sens que nous proposons le concept « d'indicateur spatialisé du fonctionnement hydrologique » (fig. 11).

La première classe (codée 1) représente la zone de stockage d'eau des marais côtiers à Cypéracées. L'absence de circulation de l'eau, de communication avec l'océan, sa structure particulière (fig. 9) et sa grande étendue en font une zone de stockage et de circulation très spécifique en terme de bilan hydrologique.

Les classes suivantes (codes 2, 3, 4, 5, 6, 9, 10) sont représentatives d'une fonction de collecte et de circulation des eaux.

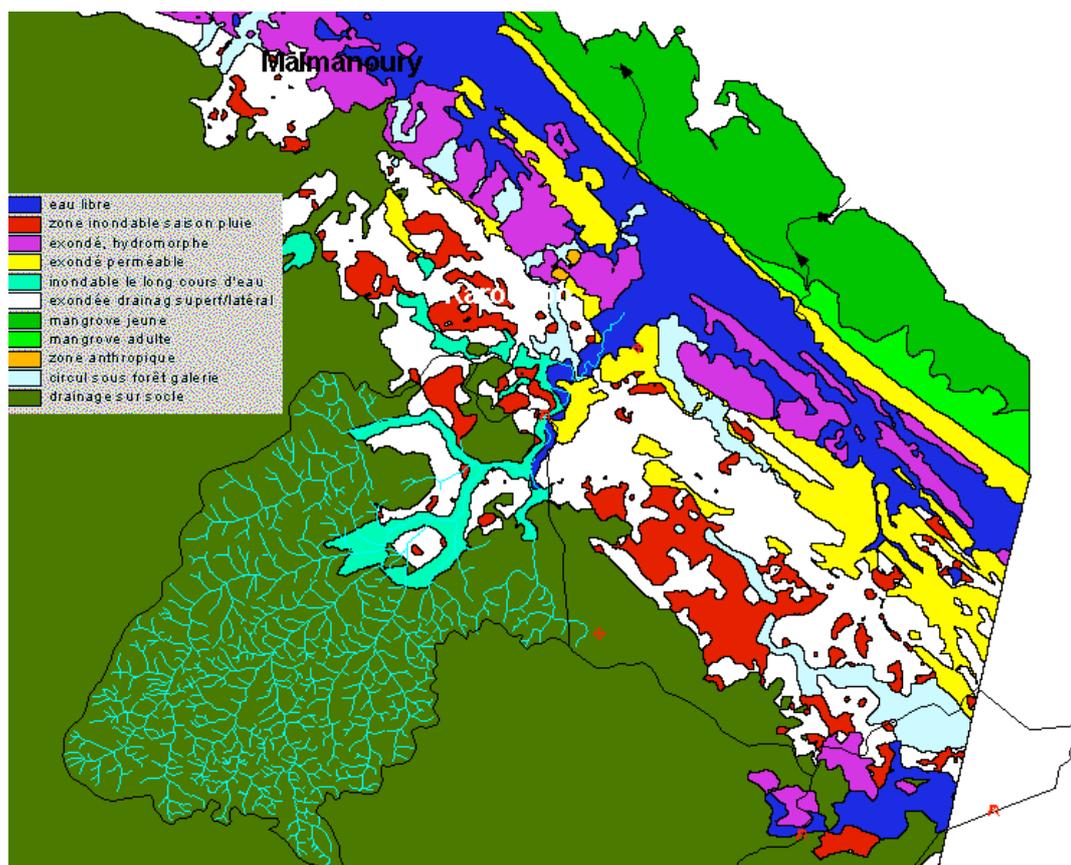


Figure 11 : Carte thématique et de fonctionnement hydrologique des unités de la zone humide. Le schéma hydrologique suivant est tiré des observations spatiales, croisées avec la connaissance du terrain. L'utilisation de données radar en saison des pluies a été particulièrement utile pour définir les zones de remplissage sous l'effet des crues.

Un modèle complet de simulation du fonctionnement de la zone humide nécessiterait un meilleur couplage entre les concepts hydrauliques et les observations fonctionnelles spatialisées. Ces démarches en hydrologie spatiale sont encore aujourd'hui du domaine de la recherche, tout en étant indispensables à la démarche adoptée.

6. RECOMMANDATIONS

La compréhension de la dynamique de l'eau dans le marais de la Karouabo et la connaissance des temps de résidence sont les paramètres hydrologiques indispensables au suivi à long terme des impacts des lancements d'ARIANE V. L'hydrosystème est en effet un milieu récepteur, mais aussi un moyen de transport des éléments produits par la combustion lors des lancements.

Une série de mesures complémentaires est donc recommandée. La simulation 50 lancements proposée par le groupe d'experts nécessite la validation du modèle hydraulique par les mesures nouvelles et une continuité dans le suivi par satellite de l'évolution du littoral :

- Hauteur d'eau, pluviométrie, température de l'eau, avec une station automatique implantée au centre du marais (télétransmission des données par le système Argos) et sur la Malmanoury ;
- Mesures de courantométrie dans les deux exutoires du marais vers la mer, avec une télétransmission des données numériques ;
- Continuité des mesures limnimétriques au pont de la Karouabo afin de préserver la série de débits collectés depuis dix ans et la connaissance des apports du bassin versant à la zone humide.
- Enfin, pour le suivi de l'évolution du littoral et des marais nous proposons l'exploitation thématique des données du satellite SPOT et radar.

7. RÉFÉRENCES

Draper N. & Smith. H. (1981) Applied Regression Analysis. Wiley-Interscience, 2nd edition.

Huynh F., Grimaldi M., Lointier M., Grimaldi C., Sabatier D., (1996) Approche globale et pluridisciplinaire de l'environnement : Géomorphologie, Pédologie, Hydrologie et Botanique, par Télédétection et Système d'Information Géographique. Etude d'impact sur l'environnement de la zone de lancement n°3. Convention N° 94/CNES/2647, Rapport final, mult; 111 p.

Lointier, M. (1996) Hydrologie des zones humides tropicales. Apport de l'information spatialisée aux problèmes de gestion intégrée. Applications en Guyane. Thèse de doctorat de l'Université P. & M. Curie (Paris VI) 300 p. avec Annexes.

Roche M.A. (1982) Evapotranspiration de la forêt Amazonienne en Guyane. Coll. ORSTOM série hydrologie, vol. XIX, n°1, pp.37-44.

Annexe 4.

Géochimie des eaux et des sols et transferts hydriques

Catherine GRIMALDI, Patrick ANDRIEUX, Marie-Paule BONNET

Le site de lancement d'Ariane 5 est localisé dans la zone littorale de la Guyane, qui regroupe trois unités morphologiques : du Nord vers le Sud, (1) la basse plaine côtière, domaine des mangroves et marécages côtiers, (2) la haute plaine côtière, domaine des savanes, forêts-galeries et marécages, (3) le rebord du socle précambrien couvert par la forêt ombrophile. Cette plaine littorale constitue donc une mosaïque d'écosystèmes. Certains compartiments abiotiques, l'eau et le sol, présents dans ces écosystèmes, vont jouer un rôle important dans le devenir des substances chimiques apportées lors du lancement, en modifiant leurs teneurs ou leurs flux, en les stockant ou en les transférant à court ou long terme à d'autres compartiments, biotiques en particulier.

Après un rappel sur la géochimie de l'alumine et l'aluminium en fonction du pH, nous présentons ici deux scénarios, selon que les retombées du nuage se produisent sur une surface d'eau libre (marais de la plaine côtière), ou sur un sol de la haute plaine côtière ou du rebord du socle, recouvert par une végétation plus ou moins dense. Nous décrivons l'abondance naturelle d'H⁺ et d'Al dans les eaux ou les sols de la zone côtière guyanaise, puis nous passerons en revue les réactions chimiques et les processus permettant de comprendre et prévoir le devenir des retombées d'H⁺ et d'Al dans ces compartiments, ainsi que leur transfert éventuel vers d'autres sites initialement hors retombées. Nous évoquerons également l'éventualité d'effets indirects des retombées acides sur la dynamique des éléments trace contenus dans les sols. Puis nous fournirons des recommandations pour le choix d'un dispositif d'étude et de suivi de la pollution.

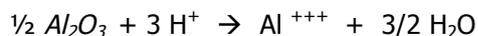
1. RAPPEL SUR LA GEOCHIMIE DE L'ALUMINE ET DE L'ALUMINIUM EN FONCTION DU PH

L'alumine est un minéral de formule $Al_2O_3^*$. L'élément chimique aluminium se trouve soit sous forme d'ion libre Al^{+++} dissous dans l'eau, soit associé à d'autres éléments sous forme dissoute ou non. C'est l'ion libre Al^{+++} qui est considéré comme la forme la plus toxique dans les eaux. Le pH est un paramètre chimique important car il contrôle de nombreuses réactions chimiques, en particulier de libération d'éléments toxiques. C'est aussi un paramètre qui intervient directement sur de nombreux processus biologiques. Sa régulation dans les eaux naturelles est sous la dépendance de nombreuses réactions acides-bases (Stumm & Morgan, 1970) qui amortissent (ou « tamponnent ») d'éventuelles variations du pH vers des valeurs extrêmes, fatales à l'activité biologique.

* Les espèces chimiques insolubles sont écrites en italiques, pour être distinguées des espèces chimiques solubles.

1.1 SOLUBILITE DE L'ALUMINE EN FONCTION DU PH

A la sortie de la tuyère, l'aluminium est essentiellement sous forme de particules d'alumine Al_2O_3 (cf. tableau Composition des gaz à la sortie de la tuyère). Il se trouve aussi sous des formes diverses, en moindre quantité cependant (1000 fois moins que l'alumine) : ion libre Al^{+++} , ion associé à Cl, OH, N... L'alumine est un minéral peu soluble. Sa solubilité est très dépendante du pH (Fig. 1). L'alumine se dissout en présence d'ions H^+ et la réaction consomme ces H^+ en même temps qu'elle libère Al^{+++} .



Une partie de l'alumine est donc déjà dissoute sous forme d'ions Al^{+++} dans le nuage lui-même, dans les gouttes d'eau où l'acidité est très forte. L'autre partie reste sous forme de particules, dont la dissolution future sera vraisemblablement lente, dépendant du pH et des teneurs en Al dans le milieu affecté.

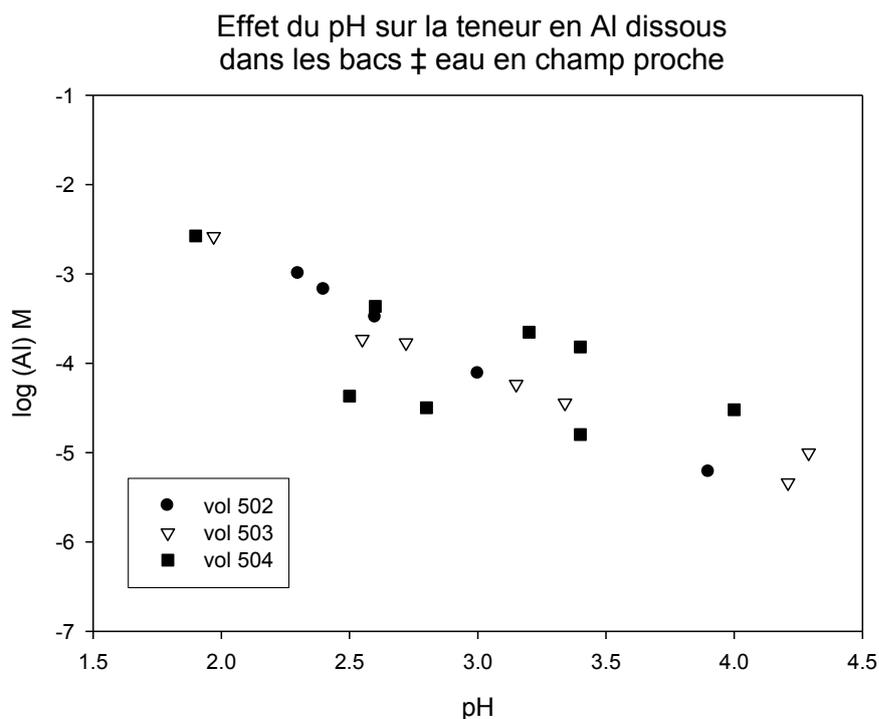


Figure 1 : Relation négative entre la solubilité d' Al_2O_3 et le pH, observée à partir des dosages d'Al dissous dans les « bacs à eau » installés en champ proche, bacs contenant initialement de l'eau distillée et ayant piégé des retombées. Au dessus de pH 4,5, (Al) est inférieur à la limite de détection ($1,5\mu M$).

1.2 SOLUBILITE ET SPECIATION D'AL* EN FONCTION DU PH

Dans l'eau (gouttes du nuage, eau de marais, eau du sol, eau de rivière), l'ion Al^{+++} a une forte affinité avec les groupements OH^- . Lorsque le pH est supérieur à 5, il est remplacé par des espèces hydroxylées, solubles comme $Al(OH)^{++}$, $Al(OH)_2^+$, $Al_2(OH)_4^{++}$, etc. ..., ou insolubles comme $Al(OH)_3$.

En présence de silice dissoute, l'ion Al^{+++} peut précipiter avec la silice pour former des argiles. La néoformation d'argiles est favorisée lorsque le pH augmente, leur dissolution qui libère Al^{+++} se produisant au contraire à pH acide.

Enfin l'ion Al^{+++} , et dans une moindre mesure les espèces hydroxylées, peut s'associer avec des charges négatives, par des liaisons faibles sur le complexe échangeable du sol ou par des liaisons fortes (complexation, chélation) avec des composés organiques, solubles ou insolubles.

Ainsi le devenir des particules d'alumine et de l'aluminium dissous dépend essentiellement du pH, ce qui justifie l'importance accordée à ce dernier paramètre pour le suivi des retombées du nuage.

2. PREMIER SCENARIO : RETOMBEES D'AL ET D'HCL SUR UNE SURFACE D'EAU LIBRE (MARAIS)

2.1 ABONDANCE NATURELLE DE CES ELEMENTS DANS LES MARAIS COTIERS

N=32	Cond ($\mu S/cm$)	pH	Al (μM)	Ca ⁺⁺ (μM)	Mg ⁺⁺ (μM)	K ⁺ (μM)	Na ⁺ (μM)	Cl ⁻ (μM)	SO ₄ ⁼ (μM)	H ₄ SiO ₄ (μM)
Moyenne	43	5,08	2,5	21,5	33,3	17,7	228,2	233,3	14,7	74,6
Ecart- Type	14	0,23	2,5	10,3	14,6	9,3	88,4	94,2	17,8	35,7
Minimum	20	4,37	0,4	8,0	15,2	6,9	90,0	70,0	3,1	21,0
Maximum	71	5,50	10,0	54,9	97,1	42,5	417,4	440,1	80,7	160,0

Tableau 1 : Quelques analyses d'eaux des marais de la zone côtière sous le vent du pas de tir (hors pollution, étude préliminaire Ariane 5, 1996)

L'eau des marais est naturellement acide, avec un pH compris entre 4,3 et 5,5. Cette acidité est essentiellement due à la présence d'acides organiques, produits par la décomposition des végétaux et autres organismes aquatiques, et apportés par les eaux de ruissellement à partir du milieu terrestre environnant. Dans cette gamme de pH, les teneurs en Al mesurées sont modérées, inférieures à $10\mu M$ ($0,27\text{ mg l}^{-1}$). Les teneurs en Cl^- sont liées aux embruns et aux pluies, chargés en NaCl du fait de la proximité de la mer.

Le fond des marais contient de la vase constituée de particules fines de sol et de matière organique peu décomposée. Ces particules de sol représentent un réservoir d'aluminium (cf. III.1), sous forme solide.

* Al représente dans ce texte l'aluminium total **dissous** sous ses différentes formes : Al^{+++} , $Al(OH)^{++}$, $Al(OH)_2^+$, $Al_2(OH)_4^{++}$, etc...

2.2 REACTIONS ET PROCESSUS CHIMIQUES INFLUENÇANT LE pH ET LA TENEUR EN AL EN CAS DE RETOMBÉES DU NUAGE DANS L'EAU DES MARAIS (FIG. 2)

2.2.1 Dilution ou mélange

Le premier processus influençant le pH dans l'eau des marais en cas d'apports d'HCl est la dilution (mélange avec l'eau des marais moins acide que les gouttes du nuage). Le pH de l'eau baissera d'autant moins que le volume du marais est important en comparaison des apports. La teneur en Al est aussi affectée directement par la dilution mais dépend surtout indirectement de l'évolution du pH.

2.2.2 Consommation des H⁺ et pouvoir tampon de l'eau

Des réactions se produisent entre les solutés contenus dans l'eau du marais et les H⁺ apportés. Ces réactions consomment les protons H⁺, limitent l'acidification, et par conséquent limitent les teneurs en Al.

Parmi ces solutés, ce sont les anions d'acides faibles qui sont susceptibles de s'associer avec les H⁺ apportés, et donc de les neutraliser. La capacité d'une solution à neutraliser des H⁺ s'exprime par deux paramètres :

- L'alcalinité (Alc) = (Somme des anions d'acides faibles) – (H⁺)
- Le pouvoir tampon $\beta = d(\text{Alc})/d\text{pH}$

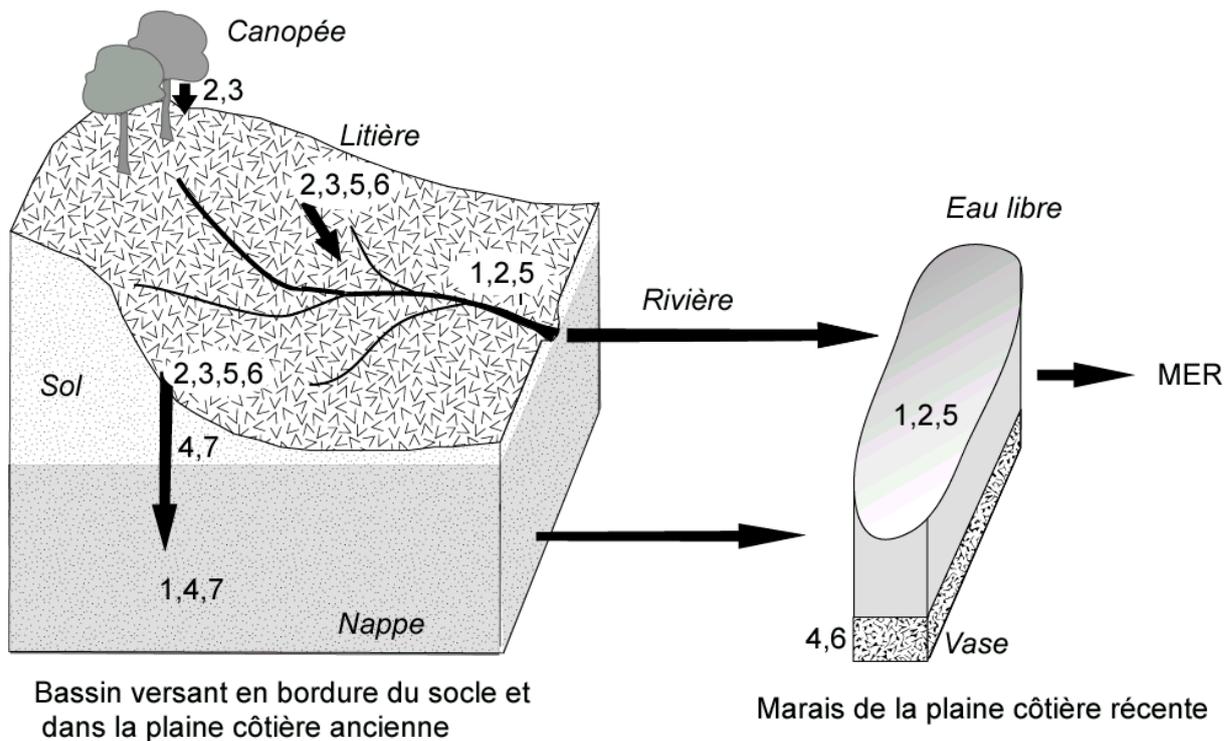
On les mesure par titration d'un volume de solution par un acide fort. β est l'inverse de la pente de cette courbe de titration. Si le pouvoir tampon est élevé, le pH baisse peu lorsque des H⁺ sont apportés. La solution est tamponnée.

La mesure de ces paramètres permet de répondre à des questions du type (Bourrié, 1976) :

- De combien le pH d'une solution va-t-il diminuer lors d'un apport d'une quantité donnée d'acide ?
- Quelle quantité d'acide apporté peut faire baisser le pH jusqu'à une valeur limite jugée toxique ?

Les anions d'acides faibles pouvant neutraliser des H⁺ dans les eaux naturelles sont de divers types :

- HCO₃⁻ et CO₃⁼ libérés par la dissolution du CO₂ atmosphérique, du CO₂ produit par la respiration d'organismes vivants ou par la décomposition de matière organique, ou liés à la dissolution de minéraux carbonatés (calcaires)
- Des espèces métalliques hydroxylées comme Al(OH)_x^{3-x}, Fe(OH)_y^{2ou3-y}, Mn(OH)_z^{2-z} ...
- Des anions organiques issus de la décomposition de matière organique



Processus diminuant l'acidification et indirectement les teneurs en Al^{+++}

- 1 : dilution
- 2 : neutralisation d' H^+ par les anions organiques
- 3 : échanges d' H^+ avec K^+ , Ca^{++} , Mg^{++}
- 4 : dissolution de kaolinite

Processus diminuant directement les teneurs en Al^{+++}

- 5 : complexation d' Al par les molécules organiques
- 6 : échanges d' Al^{+++} avec K^+ , Ca^{++} , Mg^{++}
- 7 : néoformation de kaolinite

Figure 2 : Schéma des différents processus limitant l'acidification et les teneurs en Al^{+++} dans les compartiments sol et eau des écosystèmes

Les eaux des hydrosystèmes guyanais ont généralement une faible capacité à neutraliser les H^+ :

Les eaux de Guyane sont naturellement acides (eaux de rivières entre 4,6 et 6,4 ; eaux douces de marais entre 4,4 et 5,5 (Tab.1)). Or les anions d'acides faibles, cités ci-dessus, sont en quantité négligeable aux pH inférieurs à leur pKa.

- Pour une eau à l'équilibre avec pCO_2 atmosphérique, (HCO_3^-), et a fortiori (CO_3^{2-}), devient négligeable au-dessous de pH 4,65 ($(HCO_3^-) < 10^{-6,7}M$) , et reste encore très faible à pH 5,65 ($(HCO_3^-)=10^{-5,7}M$). La forme H_2CO_3 domine, qui ne peut s'associer avec des H^+ .
- Lorsque le pH baisse, les espèces métalliques hydroxylées sont remplacées par les cations libres, Al^{+++} , Fe^{++} , Fe^{+++} , Mn^{++} qui ne peuvent s'associer avec des H^+ . Par exemple, la forme Al^{+++} domine largement au-dessous de pH 4,7.
- Par contre, les acides organiques présents dans les eaux naturelles ont souvent des pKa plus faibles (jusqu'à 2,5 pour les acides carboxyliques (Eshleman & Hemond, 1985)) et sont donc partiellement, encore à des pH très bas, sous forme d'anions organiques, capables de neutraliser des H^+ .

Le pouvoir tampon des eaux douces des marais sera donc essentiellement lié à l'abondance des anions organiques de faible pKa.

Au contraire, si les marais communiquent avec la mer et sont constitués d'eaux plus ou moins salées, leur teneur en HCO_3^- et CO_3^{2-} sera alors importante. L'alcalinité de l'eau de mer est en effet très élevée, de l'ordre de 2,3 meq/l, et son pH autour de 7,9 (Stumm et Morgan).

Dans le fond des marais, la vase peut réagir avec les H^+ et contribuer ainsi à amortir la diminution du pH :

La vase sédimentée dans le fond des marais ou en suspension, par les minéraux qu'elle contient, peut avoir, comme le sol (cf. III.2.2), une certaine capacité à neutraliser les H^+ .

2.2.3 Évaporation

L'évaporation de l'eau où ont lieu des retombées peut entraîner une augmentation ou une diminution du pH selon l'intensité de l'acidification préalable subie. Si des H^+ ont été apportés en quantité supérieure à la capacité de la solution à les neutraliser, l'alcalinité de la solution devient négative et l'évaporation accentue ce caractère négatif. Alors le pH diminue lors de l'évaporation. Si des anions d'acides faibles existent encore en solution après l'apport d'HCl, l'alcalinité est encore positive. Alors le pH augmente par évaporation. Cependant, ce processus est surtout cité pour mémoire car les volumes où se produisent les retombées sont vraisemblablement importants et par comparaison la part évaporée restera vraisemblablement faible.

2.3 INFLUENCE DU FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DES MARAIS : RENOUVELLEMENT DE L'EAU, ENTREES, SORTIES

Le devenir d' H^+ et d'Al dans les marais dépend des réactions et des processus géochimiques qui s'y produisent, mais aussi de leur hydrologie. Les marais sont en effet des systèmes hydrologiques plus ou moins ouverts vis à vis des apports d'eau et des sorties. Si le marais pollué est un milieu peu renouvelé et de faible volume, l'évaporation pourra avoir un effet significatif sur les teneurs en H^+ et Al. Des apports d'eau non polluée, eau de pluie ou de rivière, auront un effet de dilution ou de mélange diminuant l'acidité et les teneurs en Al. Enfin, si le marais est ouvert vers d'autres marais ou vers la mer, la pollution sera transférée vers ces autres compartiments, où des réactions de consommation d' H^+ ou de dilution continueront à la réduire.

3. DEUXIEME SCENARIO : RETOMBES D'AL ET D'HCL SUR LE SOL

3.1 ABONDANCE NATURELLE DE CES ELEMENTS DANS LES SOLS GUYANAIS

Dans le sol : l'aluminium est un constituant essentiel des sols, en Guyane comme dans beaucoup de régions du globe (Fig. 3). En effet, c'est l'un des éléments majeurs les moins solubles au cours de l'altération des roches et de la pédogenèse. En conséquence, il s'accumule relativement et sa teneur est élevée dans les sols très altérés des milieux tropicaux humides. En Guyane, la majorité des sols sont essentiellement constitués de quartz SiO_2 , de kaolinite $Si_2Al_2O_5(OH)_4$ et d'oxyhydroxydes de fer Fe_2O_3 , $Fe(OH)_3$. L'aluminium est donc surtout stocké dans la kaolinite.

	Profondeur	pH Eau	pH KCl	Cations échangeables (meq/100 g)						g/100g	
				Ca	Mg	K	Na	CEC	Al éch.	Al total	
Sol ferrallitique Ferme de Combi	0-30 cm	4.9	4.2	1.00	0.33	0.08	0.05	6.60	1.1	2.7	
	30-60 cm	5.0	4.1	0.20	0.01	0.03	0.02	5.00	1.5	3.2	
	60-130 cm	4.8	4.5	0.10	0.06	0.02	0.02	2.90	0.5	4.0	
	130-180 cm	4.9	4.5	0.05	0.12	0.02	0.01	2.20	0.4	3.2	
	440-470 cm	5.0	3.8	0.40	0.10	0.22	0.09	12.50	8.2	10.6	
Podzol typique Savane des Pères	0-10 cm	4.9	3.8	0.10	0.05	0.01	0.01	1.00	0.2	0.1	
	10-60 cm	5.4	4.2	0.05	0.01	0.01	0.01	0.70	0.2	0.1	
	60-90 cm	5.6	4.9	0.10	0.09	0.01	0.45	0.50	0.1	0.1	
	90-105 cm	4.5	4.3	0.10	0.05	0.01	0.20	3.10	1.3	0.7	
	105-140 cm	4.7	4.4	0.10	0.09	0.02	0.48	6.50	1.9	2.2	
140-160 cm	4.8	4.5	0.10	0.07	0.02	0.43	3.10	1.5	3.5		
Sol hydromorphe. Sinnamary	0-25 cm		3.9	0.40	0.34	0.16	0.12	12.90	4.8	7.2	
	25-45 cm	4.9	3.8	0.10	0.59	0.13	0.09	13.70	8.0	11.6	
	45-80 cm	5.1	3.7	0.10	1.01	0.20	0.12	15.50	10.9	12.5	
	80-140 cm	5.0	3.7	0.10	1.09	0.21	0.12	15.40	11.7	11.4	

Tableau 2 : Exemples de garniture cationique du complexe échangeable, dont Al échangeable dans des sols de la plaine côtière ancienne (Favrot et al., 1987).

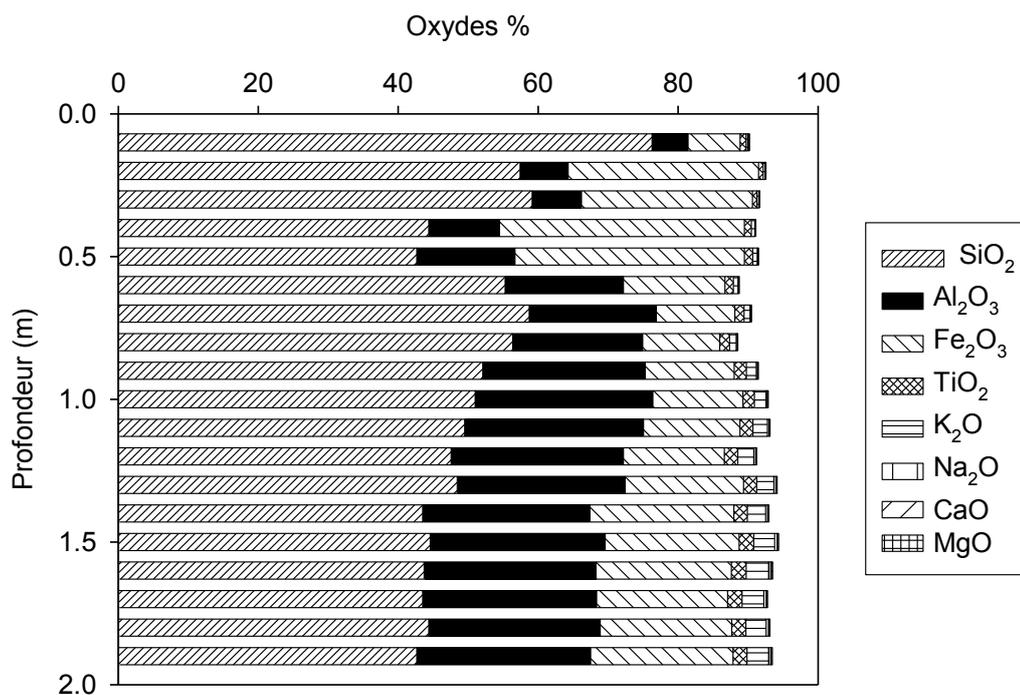


Figure 3 : Exemple d'analyses totales d'un sol guyanais classique (ultisol), exprimées en oxydes (g/100g sol) (dispositif ECEREX, piste de Saint Elie, Sinnamary) (données Grimaldi)

L'aluminium est aussi, pour une quantité beaucoup plus faible, sous forme « échangeable », adsorbé sur les molécules organiques* dans les couches superficielles du sol, et pouvant repasser facilement dans la solution si d'autres cations viennent s'échanger avec lui sur le complexe d'échange. Inversement si la solution est très concentrée en Al^{+++} et H^+ , ces cations peuvent se fixer sur le complexe, s'échangeant avec K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} qui passent alors en solution. En effet, la composition du complexe est en équilibre avec la composition cationique de la solution qui percole dans le sol. Dans les sols guyanais les ions Al^{+++} et H^+ dominent largement sur le complexe (Tab. 2). Les cations « nutritifs » K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} sont peu abondants, les sols ont une fertilité chimique basse avec des risques de toxicité aluminique.

Dans la solution du sol :

En surface, la composition chimique de la solution du sol (eaux de ruissellement) est surtout influencée par la décomposition de matière organique, qui produit un pH de l'ordre de 4,6-4,8 (Grimaldi & Pedro, 1996) et des teneurs en Al dissous de quelques μM à quelques dizaines de μM , complexé avec des anions organiques.

En profondeur, le pH de la solution du sol dépend d'une part des réactions avec les minéraux, d'autre part de l'activité de la végétation. Les dissolutions minérales augmentent généralement le pH, les néoformations le font diminuer. La nutrition minérale et la respiration des racines acidifient la solution. Le pH dans les nappes des sols guyanais est très variable, entre 4 et 6 (Grimaldi et al., 1994). Les pH sont les plus élevés en conditions réductrices, liés à la dissolution des oxydes de fer. Les pH sont les plus faibles en conditions oxydantes dans la rhizosphère. La teneur en (Al) est faible, inférieure à la limite de détection ou égale à quelques μM .

3.2 REACTIONS ET PROCESSUS CHIMIQUES INFLUENÇANT LE pH ET LA TENUEUR EN AL EN CAS DE RETOMBÉES DU NUAGE SUR LE SOL (FIG. 2)

3.2.1 Échanges dans la canopée

Si le sol est recouvert par la forêt ou une végétation assez dense, les retombées du nuage sont d'abord retenues par le feuillage. Les H^+ apportés y sont échangés en grande partie avec d'autres cations (K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++}) qui se retrouvent lessivés par les pluies suivantes. Ces réactions ont un effet positif en diminuant l'arrivée au sol de l'acidité liée au nuage, mais altèrent la composition des feuilles en nutriments. Les pluies lessivent naturellement des anions organiques et HCO_3^- , qui participent également à la neutralisation des H^+ (cf. II.2.2 et Lointier et al., 1999).

3.2.2 Consommation des H^+ et pouvoir tampon du sol

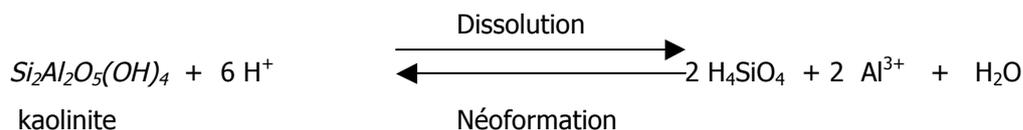
Dans le sol, des réactions de dissolution des minéraux ou d'échanges d'ions sur le complexe organique peuvent consommer des H^+ et limiter l'acidification de la solution.

* Les molécules organiques constituent l'essentiel du « complexe d'échange » car la kaolinite possède peu de charges négatives, contrairement à d'autres argiles en milieu tempéré.

3.2.2.1 Dissolutions minérales

La dissolution de la grande majorité des minéraux du sol, sauf le quartz, consomme des H^+ . Ceci a déjà été largement étudié dans le cas des pluies acides en milieu tempéré. En milieu tempéré, le sol possède un pouvoir tampon relativement élevé, lié aux minéraux primaires facilement altérables, encore présents dans le sol. En milieu tropical humide, où les sols fortement altérés ne contiennent plus de minéraux primaires, ce pouvoir tampon est beaucoup plus faible. Certes la dissolution de la kaolinite qui domine la minéralogie des sols guyanais consomme des H^+ , mais ce minéral est très peu soluble. De même les oxydes de fer ne participent au pouvoir tampon du sol qu'à des pH très acides (Van Breemen & Wielemaker, 1974) ou en conditions réductrices.

La kaolinite dans les sols guyanais se dissout ou est néoformée en fonction de la composition chimique de la solution du sol.



- A l'équilibre (ni dissolution ni néoformation),

$$\frac{(H_4SiO_4) * (Al^{3+})}{(H^+)^3} = K \quad \text{ou} \quad \log(H_4SiO_4) + \log(Al^{3+}) + 3 \text{ pH} = \log K$$

K est la constante d'équilibre de la kaolinite, variant avec la cristallinité du minéral.

- Si $\log(H_4SiO_4) + \log(Al^{3+}) + 3 \text{ pH} < \log K$, alors la kaolinite se dissout (solution sous-saturée).
- Si $\log(H_4SiO_4) + \log(Al^{3+}) + 3 \text{ pH} > \log K$, alors la kaolinite se néoforme (solution sursaturée).

On peut ainsi construire le diagramme d'équilibre de la kaolinite (Fig. 4) et prévoir l'évolution de la composition chimique de la solution en cas d'apports d' H^+ et d' Al^{3+} : la solution du sol entre deux épisodes pluvieux est à l'équilibre avec la kaolinite (point 1). En cas de retombées du nuage suivies de pluie, l'eau chargée en H^+ et Al^{3+} , percolant dans le sol, entraîne une diminution du pH et une augmentation de $\log(Al^{3+})$ (étape 1 à 2). La solution est alors sous-saturée par rapport à l'équilibre de la kaolinite qui se dissout. Cette dissolution libère la silice, l'aluminium et augmente le pH (étape 2 à 3).

D'ores et déjà deux remarques peuvent être formulées qui nuancent l'effet positif que l'on peut attendre de la dissolution de kaolinite : (1) la dissolution de kaolinite amortit la diminution de pH mais ne permet pas le retour au pH initial ; (2) la dissolution de kaolinite consomme certes des H^+ , mais libère dans le même temps des ions Al^{3+} qui s'ajoutent à ceux apportés par le nuage.

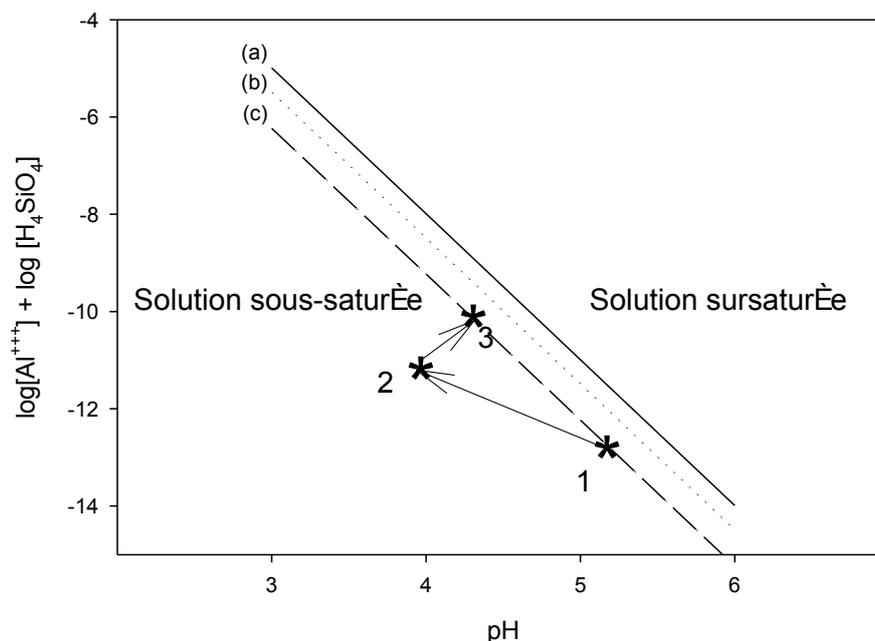


Figure 4 : Diagramme d'équilibre de la kaolinite et évolution de la solution en cas d'apports d' H^+ et d' Al .
Log K = 4,01 (a), 3,51 (b), 2,768 (c) selon la cristallinité de la kaolinite

3.2.2.2 Échanges avec le complexe adsorbant

A la surface du sol, les ions H^+ et Al^{+++} apportés par les retombées du nuage vont s'échanger sur le complexe d'échange avec les cations nutritifs, comme K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} . Ces cations seront lessivés par les eaux qui s'infiltreront dans le sol et éventuellement absorbés à nouveau par les racines. Ils pourront être aussi entraînés par les eaux de ruissellement et perdus pour la nutrition végétale. Le complexe d'échange étant déjà peu chargé en cations nutritifs, l'apport d' H^+ et Al^{+++} sera vraisemblablement peu amorti par ces réactions d'échange qui contribueront par contre à diminuer encore la fertilité chimique des sols.

Cependant, à la surface du sol, la décomposition de la matière organique produit des anions organiques qui possèdent un pouvoir tampon vis à vis du pH (cf. II.2.2). Parmi ces anions organiques, certains ont des propriétés complexantes vis à vis de l'aluminium et peuvent alors diminuer la toxicité, liée essentiellement à l'ion libre Al^{+++} .

En conclusion, le pouvoir tampon des sols guyanais apparaît relativement faible par rapport à celui de sols tempérés. Par ailleurs, il s'exprimera plus ou moins en fonction du temps de résidence de l'eau dans le sol. En particulier, les eaux de ruissellement transféreront plus rapidement la pollution au réseau hydrographique que les eaux de percolation profonde.

3.3 EFFETS INDIRECTS DES RETOMBÉES ACIDES SUR LA DYNAMIQUE DES MÉTAUX TRACES

Les métaux traces, ne sont présents dans la croûte terrestre et les roches qu'à des concentrations infinitésimales (<100 ppm). Parmi ces éléments, certains, les oligo-éléments, sont nécessaires au développement des organismes, mais peuvent devenir toxiques lorsque leur concentration augmente (ex : Mn, Mg, Mo, Cu, Zn...). D'autres, par contre, sont toxiques dès lors qu'ils sont présents dans le milieu sous forme bio-disponible (ex : Hg, Pb, Cd ...).

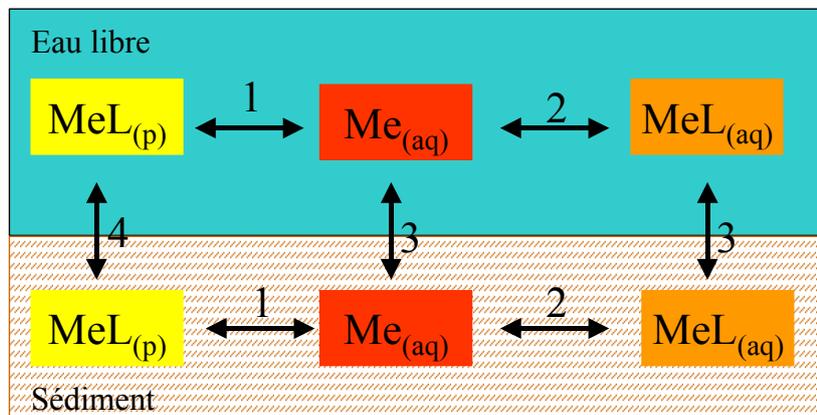
Compte tenu de leur âge, plusieurs millions d'années, les sols guyanais, et plus généralement, les sols amazoniens ont accumulé une grande quantité de métaux lourds *via* les dépôts atmosphériques, ces métaux, et en particulier le mercure, sont essentiellement complexés aux oxydes et hydroxydes

d'aluminium et de fer (Roulet *et al.*, 1998). A cette source naturelle, s'ajoutent des sources diffuses liées aux apports atmosphériques actuels dont les teneurs en métaux lourds ont nettement augmenté sous l'influence de l'industrialisation et des activités humaines. Une partie du stock contenu dans les sols peut être transmise aux hydrosystèmes principalement *via* l'érosion. Dans le cas du mercure, une quantité non négligeable présente dans les hydrosystèmes est également liée aux activités d'orpaillage (le mercure étant utilisé sous sa forme élémentaire, pour amalgamer les particules d'or).

3.3.1 Rappel sur la spéciation des métaux trace

Dans le milieu naturel, un élément chimique se distribue selon différentes formes chimiques, c'est ce qu'on entend par spéciation. On distingue par exemple, les espèces dissoutes ou particulaires, les complexes formés avec différents types de ligands organiques ou inorganiques, les différents états d'oxydo-réduction. Dans le cas des métaux trace, de cette spéciation dépend la bio-disponibilité et la toxicité de l'élément vis-à-vis des organismes. La spéciation est également à la base de la compréhension du devenir des métaux trace : les mécanismes qui impliquent un changement de phase (liquide/solide, liquide/gaz) sont particulièrement importants pour comprendre leur répartition entre les différents compartiments de l'environnement (géosphère, biosphère, hydrosphère et atmosphère).

A titre d'exemple, les principaux mécanismes biochimiques régulant la dynamique d'un métal dans le cas d'un milieu aquatique superficiel, sont figurés sur le schéma suivant :



1: sorption et assimilation

3: diffusion

2: complexation en solution

4: sédimentation/érosion

En phase dissoute, le métal peut exister sous forme libre $\text{Me}(\text{aq})$ (et présenter différents états d'oxydo-réduction selon les conditions rédox prévalant dans le milieu), forme sous laquelle il présente une forte bio-disponibilité.

Il peut également être sous forme complexé $\text{MeL}(\text{aq})$, en présence de ligands inorganiques (ex : OH^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...) ou organiques (ex : acides fulviques et humiques, produits de l'excrétion des organismes vivants ...). Sous forme complexée, et en particulier avec des ligands de type acides humiques ou fulviques, la bio-disponibilité du métal est nettement réduite. Des exceptions existent cependant, comme le mercure dont la forme bio-disponible est le diméthyl mercure $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$.

En phase particulaire, le métal peut être associé par complexation de surface à des particules inorganiques (principalement des oxydes et hydroxydes, des minéraux argileux) ou à des particules organiques (détritus) ou encore à des organismes vivants suite à son assimilation.

Une partie de la phase particulaire rejoint le compartiment sédiment dans lequel selon les conditions rédox, le métal peut être immobilisé sous forme de sulfures MeS (en conditions réductrices) ou être associé aux particules inorganiques ou organiques.

Certains éléments sont volatiles (ex : Hg, As, Cd) et peuvent éventuellement rejoindre le compartiment atmosphère.

Les mécanismes d'échange entre phase dissoute et particulaire sont plus ou moins réversibles. La fraction de métal associée aux particules biologiques peut être minéralisée et rejoindre la phase dissoute. Les mécanismes de sorption (complexation de surface, précipitation) sont peu réversibles (les cinétiques de désorption sont beaucoup plus lentes), tant que les conditions acido-basiques et rédox restent stables (McBride, 2000).

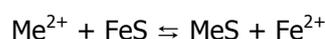
Les mécanismes évoqués ci-dessus, explicités pour le cas d'un milieu aquatique, sont également valables dans les sols pour comprendre la distribution du métal entre phase solide et eau interstitielle.

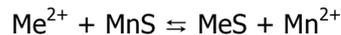
La mobilité du métal dans l'environnement est donc contrôlée par les mécanismes conduisant à des changements de phase liquide/solide (complexation de surface, précipitation), et éventuellement pour certains métaux à des changements de phase liquide/gaz. De plus, le passage éventuel dans la chaîne trophique du métal est contrôlé dans l'eau par les réactions de complexation qui tendent à limiter sa bio-disponibilité. Dans ce qui suit, nous allons revenir plus en détail sur les processus chimiques permettant, d'une part, de réguler la concentration de l'élément trace à l'état dissous, et d'autre part, sur ceux permettant de réguler sa bio-disponibilité, et montrer dans quelles mesures les retombées acides liées aux tirs successifs d'Ariane V peuvent les perturber. Ainsi, seuls les mécanismes où le rôle du pH est clairement identifié seront évoqués.

3.3.2 Les mécanismes chimiques régulant la distribution entre phase solide et phase liquide

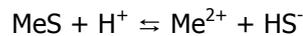
3.3.2.1 Précipitation en conditions anoxiques sous forme de sulfure MeS et dissolution à pH acide

En conditions anoxiques, la majeure partie des sulfures, S^{2-} produits par réduction des sulfates sous l'influence de l'activité bactérienne de dégradation de la matière organique, sont sous forme de FeS ou MnS , présents sous forme amorphe ou cristalline (Di Toro et al., 1990). Les constantes de solubilité de ces composés étant nettement supérieures à celles des autres sulfides formés avec les métaux trace, il existe un déplacement du fer et du manganèse pour former des composés MeS plus stables selon :





Dans les conditions anoxiques, la solubilité des composés *MeS* contrôle en grande partie la concentration de l'élément en phase dissoute :



Selon cette équation, la dissolution de ces composés est favorisée par une diminution du pH.

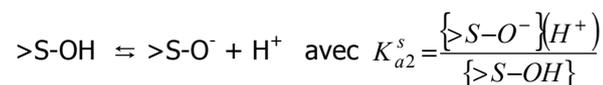
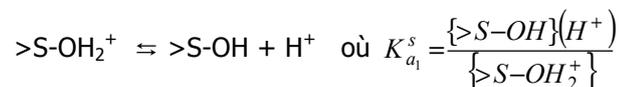
Les sédiments et vases sédimentées au fond des marais peuvent présenter des conditions anoxiques liées à une forte activité des bactéries hétérotrophes. Leur acidification pourrait conduire à une remobilisation d'une partie des éléments trace actuellement piégés sous forme de sulfides.

3.3.2.2 Mécanismes de sorption :

Les mécanismes de sorption désignent l'ensemble des mécanismes conduisant à un changement de phase liquide/solide des ions ou molécules : échange d'ions, complexation de surface, et par extension, précipitation sous forme d'hydroxydes. Complexation de surface et précipitation sont deux mécanismes qui peuvent conduire à une immobilisation des cations métalliques (faible réversibilité) et qui sont fortement dépendants des conditions acido-basiques du milieu.

Complexation avec des substances minérales

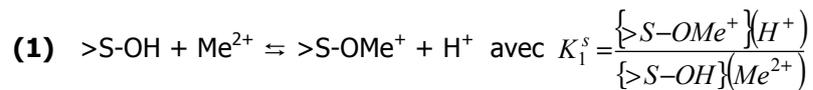
Les surfaces minérales, oxydes et hydroxydes de Fe, d'Al et de Mn, ou encore les alumino-silicates amorphes présentent des sites d'adsorption spécifiques (généralement des groupes -OH). Ces sites de surface >S-OH se comportent comme des acides ou des bases faibles selon le domaine de pH :



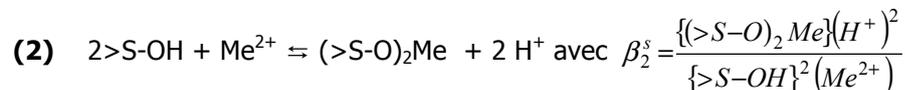
Les constantes K_{a1}^s et K_{a2}^s représentent les constantes d'acidité des sites de surface. Les constantes d'acidité ont pu être estimées pour un certain nombre de minéraux. Quelques unes sont regroupées dans le tableau suivant :

Site de surface	$\text{p}K_{a1}^s$	$\text{p}K_{a2}^s$
>Si-OH	<2	6 -7
>Fe-OH	6.5	7-9
>Al-OH	5-7.5	8-10

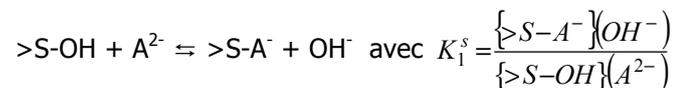
La fixation d'un cation métallique Me^{2+} s'apparente à une réaction de complexation avec échange de proton :



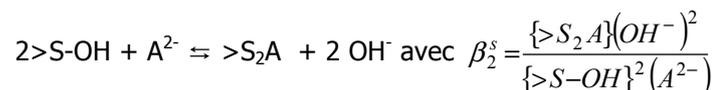
ou



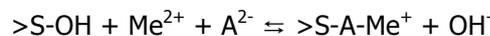
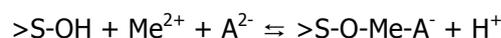
Compte tenu des valeurs des constantes d'acidité regroupées dans le tableau précédent, les sites de surface des minéraux en contact avec les eaux de Guyane vont se comporter préférentiellement comme des bases et réagiront préférentiellement avec les anions en solution selon les deux réactions évoquées ci-dessous :



ou



Cependant, la fixation de cations métalliques sur ces particules minérales peut avoir lieu *via* la formation de complexes ternaires selon les deux réactions suivantes :



La fixation du métal sur les sites de surface est favorisée par la présence d'un anion, uniquement si leur rapport de molarité est proche de 1 (McBride, 2000).

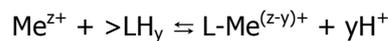
Plus le pH diminue, moins la fixation directe de cations selon les réactions (1) ou (2) est possible, et entre en compétition avec la fixation des anions.

Ainsi, l'acidification des sols et des sédiments ou de la vase peut conduire à une désorption d'une partie des éléments métalliques, qui, sous forme dissoute sont plus mobiles et donc susceptibles de rejoindre plus rapidement les hydrosystèmes superficiels ou souterrains. De même, dans la colonne d'eau d'un marais, l'acidification peut conduire à une désorption d'une partie des métaux trace associés aux particules en suspension.

Complexation avec des substances organiques :

Les eaux naturelles et les horizons superficiels des sols sont riches en particules organiques (bactéries, algues, détritus). Ces particules présentent à leur surface des groupements fonctionnels également susceptibles de réagir avec les cations et anions en solution. Les liaisons avec les substances humiques ou fulviques sont particulièrement importantes en tant que régulateur des concentrations bio-disponibles car ces composés sont très faiblement dégradables par les bactéries. Les groupements fonctionnels de ces substances humiques sont extrêmement variés (groupes carboxyle, phénols, amine et sulfhydryle, principalement) et se comportent comme des mélanges d'acides ou des bases faibles en solution.

La fixation des cations métalliques sur ces sites selon,

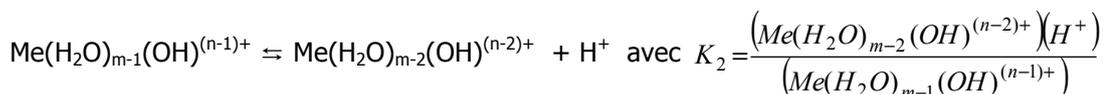
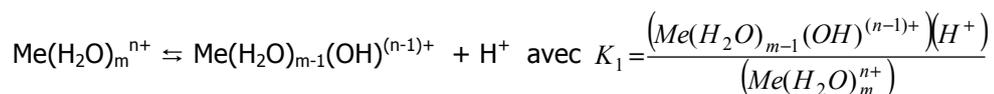


conduit à la formation de complexes très stables. En particulier les sites NH et SH forment des liaisons de covalence extrêmement fortes avec les cations métalliques tels que Hg^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} .

Comme pour les surfaces minérales, la complexation des substances organiques avec un cation en solution est fortement dépendante du pH et conformément à la réaction ci-dessus, une diminution du pH conduit *a priori* à une plus faible complexation des ions métalliques. Cependant, compte tenu de la variété des groupes fonctionnels constituant les molécules, la matière organique présente une large gamme de constantes d'acidité et de complexation et l'effet d'une diminution de pH sur ce mécanisme doit être assez peu significatif.

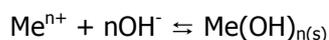
Hydrolyse et formation d'oxydes et d'hydroxydes peu solubles

Comme il l'a été évoqué dans le cas particulier de l'aluminium, les cations métalliques en solution aqueuse sont hydratés, c'est à dire qu'ils sont entourés de molécules d'eau, dont le nombre est généralement entre 4 et 6. La présence de cette sphère d'hydratation confère aux cations métalliques Me^{n+} des propriétés d'acide faible, les molécules d'eau pouvant subir une déprotonation :



La concentration en métal dissous est donc donnée par :

$[\text{Me}] = [\text{Me}^{n+}] + \sum [\text{Me}(\text{OH})_m^{(n-m)+}]$ et est fixée par le produit de solubilité $K_{s0} = (\text{Me}^{n+})(\text{OH}^-)^n$ relatif à l'équilibre suivant :



Ainsi, la concentration de chaque espèce dissoute s'exprime en fonction du pH et du produit de solubilité et des constantes d'équilibre acido-basiques selon la relation :

$$[\text{Me}(\text{OH})_m^{(n-m)+}] = K_{\text{so}}(K_w)^{-3}\beta_m[\text{H}^+]^{(n-m)+} \text{ avec}$$

$$K_w, \text{ produit ionique de l'eau et } \beta_m = \frac{(\text{Me}(\text{OH})_m^{(n-m)+})(\text{H}^+)}{(\text{Me}^{n+})}$$

La proportion entre les différentes espèces en solution et la concentration totale dans l'eau sont donc directement affectées par le pH, une diminution du pH conduisant à une solubilité accrue des oxydes et hydroxydes.

Si, pour la plupart des éléments majeurs (Al, Fe, Mn), la précipitation peut être invoquée comme un mécanisme de contrôle de leur solubilité, ce n'est cependant pas le cas pour les métaux trace, pour lesquels, la précipitation est moins probable, compte tenu des concentrations en métaux trace généralement rencontrées (le produit des activités ioniques $(\text{Me}^{n+})(\text{OH}^-)^n$ restant inférieur au produit de solubilité).

Cependant, comme nous l'avons évoqué, les oxydes composés à partir des éléments majeurs, présentent des sites d'adsorption préférentiels pour les métaux trace. Leur dissolution sous l'effet d'une acidification du milieu tend donc vers une libération des métaux initialement complexés à leur surface ce qui conduit, là encore, à un accroissement de leur mobilité.

D'une manière générale, l'acidification des eaux et des sols conduit donc à un accroissement de la mobilité des métaux trace, en favorisant la désorption ou la dissolution des formes précipitées. Bien entendu, la perturbation des mécanismes de sorption et de précipitation/dissolution est fonction du pouvoir tampon des milieux vis-à-vis de l'apport en proton et de la dilution. Comme il a été évoqué, le pouvoir tampon des sols guyanais semble assez faible, et celui des eaux reste à déterminer car il est essentiellement fonction de l'abondance en anions organique de faible pKa.

3.3.3 Complexation en phase dissoute et bio-disponibilité

Dans l'eau, les cations métalliques peuvent également former des complexes avec des ligands minéraux autres que OH^- , tels que HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- ... ou encore des ligands organiques. Ces réactions en compétition avec les mécanismes de sorption, tendent à augmenter la mobilité du métal trace dans le milieu, en particulier dans les sols et les sédiments (Huerta-Diaz *et al.*, 1998) et conduisent à une réduction de la bio-disponibilité (Vasconcelos *et al.*, 1997) de l'élément.

En particulier, la complexation avec les ligands organiques de type humiques ou fulviques en solution joue un rôle fondamental vis-à-vis de la régulation des concentrations de la forme libre du métal trace et donc de leur bio-disponibilité. Ces molécules complexes sont en effet très peu dégradables et présentent de nombreux sites favorables à la complexation avec les éléments métalliques. Les eaux chargées en matière organiques (comme c'est le cas pour les eaux de Guyane) peuvent donc jouer un rôle de solution tampon vis-à-vis des ions métalliques, les groupes fonctionnels présentant la plus forte affinité étant complexés en premier, puis si la concentration en élément métallique augmente, les ligands les plus faibles le sont à leur tour. Ainsi, la bio-disponibilité des métaux trace dans les hydrosystèmes sera essentiellement fonction de la capacité de neutralisation des ions métalliques des molécules organiques complexes contenues dans les eaux de Guyane.

En conclusion, un certain nombre de mécanismes intervenant dans le contrôle de la mobilité du métal et de sa bio-disponibilité sont dépendants des conditions acido-basiques du milieu. Les retombées acides associées aux tirs de Ariane V peuvent conduire à une acidification du milieu, d'autant plus forte que le milieu récepteur est mal tamponné et que le temps de résidence de l'eau dans ce milieu est élevé. L'impact éventuel de cette acidification sur la dynamique des métaux trace dans le milieu guyanais n'est pas, dans l'état actuel des connaissances, facile à estimer. Compte tenu de l'acidité naturelle des eaux et de leur charge en matière organique la part de métal associée aux oxydes et hydroxydes doit être relativement faible, ce qui sous tend, un rôle primordial aux interactions avec la matière organique dissoute et particulaire.

3.4 FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DES SOLS ET TRANSFERTS DE POLLUANTS

Le devenir d'Al et HCl doit être envisagé différemment suivant que les retombées concernent l'une ou l'autre des unités morphologiques de la zone littorale guyanaise : la plaine côtière récente, la plaine côtière ancienne, le rebord du socle précambrien.

On s'intéressera principalement ici au domaine de la plaine côtière ancienne.

3.4.1 Le paysage et les sols de la plaine côtière ancienne

L'altitude de la plaine côtière ancienne est comprise entre 2 et 15 m au-dessus du niveau de la mer. On y trouve des marécages subcôtiers et essentiellement des savanes parsemées d'îlots forestiers.

La plaine côtière ancienne est constituée par des dépôts d'origine marine ou fluvio-marine, subdivisés en deux niveaux principaux : à la base, entre 2 et 4 m d'altitude, des matériaux argileux ou argilo-sableux constituant un niveau généralement peu perméable (conductivités en saturé de l'ordre de 10^{-7} à 10^{-8} m s^{-1}) et au sommet, entre 4 et 15 m d'altitude, des matériaux sableux et sablo-argileux (conductivités de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-4} m s^{-1}) disposés en un réseau d'interfluves. Ces interfluves sont parallèles à la mer et séparés par des axes d'écoulement anastomosés et marécageux. Ils présentent une morphologie de barres pré littorales.

Le fonctionnement hydrique de ces sols est à présent relativement bien connu (Andrieux, 1990 ; Andrieux et al., 1996).

3.4.2 La dynamique de la nappe phréatique dans la plaine côtière ancienne

Les sols sont baignés par une nappe phréatique marquée par la périodicité de ses fluctuations. Sur un interfluve de la Savane des Pères (6 km à l'ouest de Sinnamary), la nappe baigne les deux premiers mètres du sol pendant plus de 85 % de l'année (résultats obtenus pendant trois années consécutives d'octobre 1983 à octobre 1986). En régime permanent de basses et hautes eaux on constate que la surface de la nappe épouse la surface topographique de l'interfluve.

A l'échelle annuelle, piézométrie et pluviométrie sont bien corrélées. La saison des pluies se traduit par une nappe haute et peu fluctuante qui affecte durablement les horizons de surface. Inversement, durant la saison sèche la nappe est rabattue de façon lente et progressive jusqu'à l'apparition des premières pluies. La pluie est le moteur essentiel des fluctuations de la nappe.

Une typologie du fonctionnement hydrologique à l'échelle annuelle des sols de la plaine côtière ancienne peut être réalisée en tenant compte de la position topographique, l'éloignement par rapport à l'exutoire le plus proche et le type de sol. Ces trois facteurs sont étroitement corrélés entre eux. Le premier est la position topographique des stations: pour un même type de sol, la présence de la nappe à proximité de la surface est d'autant plus fréquente que l'altitude est faible. Le second est l'éloignement par rapport à l'exutoire: à altitude relative égale, plus une station est éloignée de l'exutoire et plus le temps de présence de la nappe près de la surface du sol est important. Le troisième concerne le type de sol: le degré d'engorgement des sols est décroissant des sols planosoliques aux podzols et aux ferralsols.

Ainsi, trois groupes de sites ont pu être distingués sur l'interfluve de la Savane des Pères, suivant l'occurrence de la nappe au sein de différentes tranches de sol à l'échelle annuelle. Dans un premier groupe (groupe A), la nappe occupe le premier mètre du sol pendant 60 à 90 % de l'année. Un second groupe (groupe B) est caractérisé par la présence de la nappe dans le premier mètre du sol durant 20 à 60 % de l'année. Enfin, pour un dernier groupe (groupe C), la nappe est présente dans le premier mètre du sol pendant moins de 10 % de l'année.

A l'échelle d'épisodes climatiques particuliers, une analyse plus fine du fonctionnement de la nappe a fourni par ailleurs des ordres de grandeur concernant les vitesses de remontée et de rabattement de la nappe. La vitesse moyenne de remontée de la nappe est importante: elle oscille entre 0,15 et 0,18 m jour⁻¹, soit environ 10⁻⁶ m s⁻¹. La vitesse moyenne de rabattement de la nappe lors du passage de la saison des pluies à la saison sèche atteint une valeur de l'ordre 0,12 m jour⁻¹.

3.4.3 Transfert vers la nappe phréatique ou le réseau hydrographique des retombées du nuage

Les conséquences des retombées du nuage en termes de transferts de polluants dans les sols et la nappe lors d'un événement pluvieux vont dépendre de la nature des sols, de la profondeur de la nappe et donc de l'état d'humidité des sols, et de l'intensité de la pluie. Le partage à la surface du sol entre infiltration et ruissellement va guider le transfert plus ou moins rapide des polluants vers la nappe ou les eaux de surface.

Deux cas de figures sont à considérer : (1) les pluies pénètrent dans le sol, (2) les pluies ruissellent à sa surface.

- L'infiltration est favorisée lorsque les conditions hydriques dans les sols sont de type « sèches ». Ce cas de figure concerne donc principalement les ferralsols (sols ferrallitiques) moins concernés par la présence de la nappe en surface et tous les autres sols lorsque la nappe est à une profondeur supérieure à environ 1 m ou 1,50 m.
- Le ruissellement est favorisé lorsque les conditions hydriques dans les sols sont de type « humides ». C'est le cas lorsque la nappe est proche de la surface, voire lorsqu'elle affleure.

Dans le cas (1), les matières polluantes vont être soit entraînées plus ou moins rapidement vers la nappe, soit fixées de façon plus durable sur la matrice du sol. Dans la nappe, la vitesse de transfert varie de plusieurs ordres de grandeur selon la nature argileuse ou sableuse du sol.

Dans le cas (2), les matières polluantes vont être entraînées très rapidement par ruissellement dans les eaux de surface, vers les cours d'eau et les marécages.

4. RECOMMANDATIONS POUR LE CHOIX D'UN DISPOSITIF DE SUIVI CONCERNANT LE DEVENIR D'H⁺ ET AL DANS L'EAU ET LE SOL

Ces recommandations sont classées en fonction des objectifs du suivi.

4.1 VERIFIER LA LOCALISATION ET L'INTENSITE DES RETOMBES DU NUAGE PREVUES PAR LE MODELE :

Lors des premières études d'impact, trois types d'appareils ont été utilisés dans cet objectif : (1) des tubes et filtres Algade recueillant la pollution gazeuse, dissoute et particulaire, (2) des plaquettes de cuivre recueillant les particules, (3) des bacs à eau distillée recueillant la totalité (particules, gaz solubles et fraction dissoute) des retombées au sol. Ces trois types d'appareils ont été installés sur les mêmes sites, 15 en champ proche (0,1 à 2 km), 26 en champ plus lointain (jusqu'à Sinnamary), dans les directions Ouest et Nord-Ouest essentiellement à partir de la zone de tir. Leurs informations sont donc complémentaires pour quantifier des retombées de nature légèrement différente, et partiellement redondantes en ce qui concerne la localisation et l'intensité globale de ces retombées.

Les contraintes du dispositif s'appliquant à cet objectif sont ici essentiellement d'ordre pratique : espace géographique étendu à considérer, difficultés d'accès... La localisation actuelle des capteurs, le long des rares pistes carrossables, ne permet pas d'analyse géostatistique des résultats. La facilité d'accès est en effet un critère obligatoire pour la rapidité de leur mise en place avant les tirs et de leur recueil après les tirs. Cependant si le réseau des points de mesures ne peut être étendu, il serait au minimum intéressant de vérifier en quelques points l'importance de la variabilité spatiale locale, pour apprécier la précision des mesures à confronter aux données du modèle. Ces appareils devront également être placés à proximité des sites pilotes.

L'utilisation des bacs à eau doit être assortie de certaines précautions qui semblent actuellement non respectées : surface d'eau libre suffisamment grande pour éviter les effets de bordure ; position suffisamment haute pour être à l'abri des poussières venant du sol (ceci étant valable pour les trois types d'appareils, localisés à proximité des pistes). Nous suggérons par exemple des dispositifs comparables aux pluviomètres météo standards, avec un système de fixation au sol sur trépied surélevé. Par ailleurs, il est inutile d'analyser les teneurs en Al dissous dans les bacs à eau lorsque le pH est supérieur à 5. (Al) est en effet alors au-dessous de la limite de détection. Par contre l'analyse de (Cl⁻) généralement moins onéreuse apporte déjà une information sur l'intensité de la pollution.

4.2 PREVOIR LE DEVENIR DES POLLUANTS, UNE FOIS CONNUES OU SIMULEES LA LOCALISATION ET L'INTENSITE DES RETOMBES :

Il s'agirait ici d'élaborer un modèle permettant de prévoir le devenir des retombées dans la plaine littorale guyanaise, couplé au modèle de prévision des retombées. Pour cela, certaines informations sur le fonctionnement de cette zone méritent d'être encore approfondies : volumes des marais et bilan des entrées et sorties d'eau ; connexions entre les bassins versants du socle et les marais de la plaine côtière d'une part, entre les marais et l'océan d'autre part ; surfaces de sols propices au ruissellement ou à l'infiltration profonde des pluies ; pouvoir tampon des eaux, des sols et de la forêt...

4.3 CONTROLER LA POLLUTION DE SITES STRATEGIQUES :

Le niveau de pollution atteint, suite aux retombées du nuage, et son évolution dans le temps, suite à tous les processus développés dans le sol et dans l'eau peuvent être estimés à partir de mesures du pH, et des teneurs en Al, NOx... Les sites stratégiques sont de deux types : (1) stratégiques vis à vis du public (visibles pour la population, présentant un intérêt écologique connu ...), (2) stratégiques pour la connaissance scientifique (comparaison d'impacts différents, observation d'une évolution à long terme...). Le premier type correspond par exemple aux sites-pilotes de démonstration. Le deuxième type à des sites intégrateurs dans l'espace ou le temps, comme l'exutoire de bassins versants, certains marais

Les points de mesures vers l'aval des rivières (Passoura, Karouabo, Malmanoury,) permettent de rendre compte du devenir des retombées sur le bassin versant, et des transferts de pollution des rivières aux marais qu'elles alimentent. Ces mesures doivent être nécessairement rapportées aux variations du débit et les appareils doivent rester en place sur de longues périodes après les tirs pour suivre plusieurs épisodes pluvieux. Des prélèvements d'eau pourront être effectués dès lors que les sondes de mesures enregistrent une baisse sensible du pH. Certains échantillonneurs d'eau mesurent en continu la hauteur d'eau dans la rivière et différents paramètres comme pH, température, oxygène dissous, conductivité..., avec déclenchement possible des prélèvements pour certaines variations de ces paramètres. L'autonomie relativement importante de ces échantillonneurs (ordre du mois) permet leur installation dans des zones moyennement accessibles.

Nous proposons également quelques mesures en champ proche, là où les capteurs ont déjà enregistré des retombées importantes. Ces mesures seraient destinées à évaluer les modifications de la composition chimique du sol (pH, aluminium et cations nutritifs échangeables) et de la nappe (pH, Al, métaux lourds) en conditions de pollution extrêmes, pour confirmer la nature et la limite supérieure des effets auxquels on peut s'attendre.

4.4 FOURNIR LE CADRE PHYSICO-CHIMIQUE AUX ETUDES DE BIO-INDICATION ENVISAGEES

Il s'agit ici de mettre en relation les teneurs en polluants et la réponse des bio-indicateurs. Le choix d'éventuels sites à suivre dans les rivières ou les marais pourrait être réalisé en concertation avec le choix de sites pour un suivi de la faune aquatique. De même un suivi à long terme des sols devrait être réalisé parallèlement au suivi éventuel de bio-indicateurs végétaux.

5. REFERENCES

Andrieux P. (1990) : Influence de la variabilité spatiale des caractéristiques physiques des sols sur le bilan hydrologique. L'exemple d'un système de sols sur barre pré littorale (Guyane française). Thèse de Doctorat, Univ. Sc. et Tech. du Languedoc, Montpellier, 183 pp.

Andrieux, P., Voltz, M. & Durbec, A. (1996) : Fonctionnement hydrologique d'un interfluve sédimentaire de la plaine côtière ancienne de Guyane Française. *Revue des Sciences de l'Eau*, **1**, 51-74.

Bourrié G. (1976) : Relations entre le pH, l'alcalinité, le pouvoir tampon et les équilibres de CO₂ dans les eaux naturelles. *Science du Sol*, Bull. AFES, 3, 141-159.

Eshleman K.N., Hemond H.F. (1985) : The role of organic acids in the acid-base status of surface waters at Bickford Watershed, Massachusetts. *Water Resources Research*, 21, 10, 1503-1510.

Favrot J.C., Lagacherie P., Bouzigues R., Andrieux P., Barthes B., Vincent B. (1987) : Etude des sols du Secteur de Référence de la Savane guyanaise (plaine côtière ancienne) en vue de l'assainissement drainage. Rapport général, rapport de synthèse et 3 cartes au 1/5 000. INRA, Science du Sol, Montpellier, n° 581, 412 pp.

Grimaldi C. (1988) : Origine de la composition chimique des eaux superficielles en milieu tropical humide : exemple de deux petits bassins versants sous forêt en Guyane française. *Sci. Géol. Bull.* 41, 3-4, p. 247-262.

Grimaldi C., Fritsch E., Boulet R. (1994) : Composition chimique des eaux de nappe et évolution d'un matériau ferrallitique en présence du système muscovite-kaolinite-quartz. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t.319, série II, p. 1383-1389.

Grimaldi C., Pedro G. (1996) : Importance de l'hydrolyse acide dans les systèmes pédologiques des régions tropicales humides. Rôle de la forêt et conséquences sur la genèse des sables blancs tropicaux. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t.323, série IIa, p. 483-492.

Lointier M., Grimaldi C., Sabatier D., Prevost M.F., Prost M.T., Barthes B., (1999). Etude d'impact du banc d'essai des étages à poudre d'Ariane V: Conséquences des rejets gazeux sur l'environnement. Centre IRD Cayenne. Rapport final de convention Cnes/IRD, mult. 103 p.

Smith W.H. (1981) : *Air Pollution and Forests. Interactions between Air Contaminants and Forest Ecosystems.* Ed. Springer-Verlag, New York. 380 p.

Stumm W., Morgan J.J. (1970) : *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters.* Ed. Wiley-Interscience. 585 p.

Van Breemen N., Wielemaker W.G. (1974) Buffer intensities and equilibrium pH of Minerals and soils : I. The contribution of minerals and aqueous carbonate to pH buffering ; II.Theoretical and actual pH of minerals and soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 38, p. 55-66.

Annexe 5.

Bio-indicateurs végétaux

Jean Pierre GARREC

1. PARTIE 1 – PROBLEMATIQUE ET CONTEXTE

1.1 PROBLEMATIQUE

1.1.1 Impacts des émissions d'Ariane V sur les végétaux

A chaque lancement de la fusée Ariane V, environ 100 tonnes d'HCl, 156 tonnes d'alumines et des NO_x sont libérés dans l'atmosphère.

Dans le nuage formé à partir des gaz de combustion où l'on note la présence conjointe d'alumine et d'une grande quantité d'HCl, d'une part du chlorure d'aluminium soluble va apparaître, et d'autre part de l'HCl va être adsorbé par les particules d'alumine, entraînant la dissolution en surface de l'alumine et la libération d'ions Al³⁺.

Parallèlement, une forte proportion d'HCl présent dans le nuage se retrouve sous forme de pluies ou d'aérosols acides, avec des pH très faibles qui peuvent être de l'ordre de 1.

Par la suite, tous ces produits issus du nuage vont atteindre les milieux aériens, terrestres et aquatiques entourant le CSG, avec plus ou moins d'impacts sur leurs différents composants.

Parmi tous ces composants, les végétaux terrestres supérieurs sont particulièrement importants car :

- ils sont concernés aussi bien par les perturbations du milieu aérien que terrestre ou aquatique,
- ils sont à l'origine de nombreuses chaînes alimentaires,
- du fait de leur immobilité, ils constituent de véritables « sentinelles de l'environnement »,
- ils constituent la bio-masse la plus importante autour du CSG.

Pour les végétaux, si parmi les produits présents dans le nuage l'alumine n'est pratiquement pas phyto-toxique par elle-même, par contre il faudra prendre en compte l'impact physiologique de l'Al³⁺, de l'AlCl₃, de l'acidité chlorhydrique, sans oublier les NO_x.

Sur le schéma (annexe), nous avons résumé l'impact physiologique des différents éléments des retombées sur les végétaux et sur les sols.

Ce schéma fait apparaître que en dehors du champ très proche, l'effet physiologique des retombées sur la majorité des végétaux provient essentiellement de l'HCl via le sol (acidification).

Parallèlement aux altérations physiologiques, les végétaux vont accumuler sur leurs surfaces foliaires de l'alumine, et sur leurs surfaces et/ou dans leurs tissus du Cl à partir d'HCl ou d'AlCl₃, de l'Al à partir d'Al³⁺ ou d'AlCl₃ et de l'azote à partir des NO_x.

1.1.2 La bio-indication végétale

Sur la base du type de réaction et du mode d'examen des végétaux soumis à un stress pollution, deux grandes catégories de végétaux intervenant dans la bio-indication de la pollution atmosphérique sont distinguées :

- Les végétaux bio-indicateurs – ce sont des végétaux sensibles qui, exposés aux épisodes de pollution, réagissent de façon spécifique avec des perturbations physiologiques qui peuvent aller du niveau moléculaire (végétaux bio-marqueurs), en passant par le niveau des altérations physiologiques, tissulaires ou morphologiques visibles (végétaux bio-indicateurs « sensu stricto »), jusqu'au niveau populationnel (végétaux bio-intégrateurs).

Remarque : Dans le cadre de cette demande du CSG où l'on doit privilégier les méthodes de bio-indications simples et économiques, l'utilisation de végétaux bio-marqueurs qui nécessite souvent des analyses biochimiques complexes sera exclue. De plus dans le cas de faibles niveaux de pollution, on constate que dans les plantes, les effets physiologiques sont du même ordre de grandeur que ceux induits par l'environnement ou par la variabilité génétique, et que dans ce cas, l'utilisation de biomarqueurs végétaux devient de plus en plus problématique.

- Les végétaux bio-accumulateurs – ce sont des végétaux résistants qui, soumis à des pollutions, concentrent les contaminants ; ce qui se traduit par l'accumulation de l'élément toxique sans à priori d'effet biologique.

1.2 CONTEXTE

1.2.1 Peu ou pas de références de travaux scientifiques

Si de nombreux travaux de bio-indication de retombées acides (pluies acides) ont été effectués dans des forêts d'Europe ou d'Amérique du Nord, ils ne concernaient jamais comme dans le cadre de cette demande du CSG :

- une forêt tropicale humide,
- des retombées d'acidité HCl.

De même les travaux sur la bioindication de pollutions aériennes par l'aluminium sont inexistantes.

1.2.2 Une pollution atmosphérique sous forme de pics

L'impact physiologique d'un polluant est fonction de sa dose (concentration x temps), et dans notre cas cette pollution discontinue va entraîner des doses de polluants faibles au niveau des végétaux (aux cadences de tirs prévues). Il faut toutefois signaler qu'à dose égale pour les végétaux, les pics de pollution ont un impact physiologique plus important que les niveaux chroniques suite à l'impossibilité des plantes de mettre en route des mécanismes de réparation efficaces.

1.2.3 Des polluants atmosphériques relativement peu phyto-toxiques

A dose égale, en dehors du champ très proche, les principaux polluants présents dans les retombées [acidité HCl et alumine] sont peu phyto-toxiques comparativement à des polluants atmosphériques classiques comme l'ozone par exemple.

CONCLUSION DE LA 1^{ERE} PARTIE

Les caractéristiques de la pollution atmosphérique liée aux lancements d'Ariane V [faible phytotoxicité, discontinuité] va nous obliger à privilégier les méthodes de bio-indication végétale les plus sensibles :

- soit d'une part les bio-accumulateurs végétaux : en effet les méthodes d'analyses physico-chimiques nous permettent de détecter des traces d'éléments toxiques au sein des végétaux,
- soit d'autre part, les bio-intégrateurs végétaux : en effet les méthodes utilisant un grand nombre d'individus différents nous permettent de bien suivre des réponses lentes et d'une faible intensité au niveau des écosystèmes.

Les végétaux bio-indicateurs « sensu stricto » ne pourront être utilisés : que s'ils sont particulièrement sensibles aux polluants, ou qu'en champ très proche dans les zones très touchées par les retombées.

Remarques :

- + l'utilisation de végétaux bio-intégrateurs nécessite de bien connaître la végétation locale, le domaine écologique de chaque espèce, et de suivre par des relevés réguliers la dynamique de la végétation dans le temps. Dans un endroit donné, l'ensemble des espèces présentes apporte une information très fine sur les facteurs du milieu, les caractéristiques de l'environnement, et par la même, sur leurs modifications.
- + l'utilisation de végétaux bio-indicateurs peut être intéressante pour sensibiliser la population aux problèmes locaux et pour fournir une information environnementale directe, car par exemple l'apparition de nécroses sur les feuilles de végétaux sensibles permet de "visualiser" la présence d'une éventuelle pollution atmosphérique.

2. PARTIE 2 – ETUDES ANTERIEURES

2.1 ÉTUDE DE L'IMPACT PHYSIOLOGIQUE SUR LA VEGETATION DES RETOMBÉES LORS DES ESSAIS DE BOOSTERS

Ces études ont été effectuées principalement par l'ORSTOM et ont concerné l'impact des retombées sur la défeuillaison des arbres.

D'autres études ont aussi été réalisées sur les effets macroscopiques sur le feuillage de la végétation naturelle (ECOBIOS).

Parallèlement l'INRA de Nancy a effectué des recherches fondamentales sur la pénétration de l'aluminium au niveau des feuilles.

2.2 BIO-INDICATION VEGETALE LORS DES ESSAIS DE BOOSTERS

Au niveau de la bio-indication végétale des retombées, les études ont été réalisées par le Laboratoire Pollution Atmosphérique de l'INRA – Nancy. Comme il n'existait aucune information sur l'utilisation des bio-indicateurs végétaux en milieu tropical, les premières études sur l'étendue des zones touchées par les retombées des boosters ont été réalisées au moyen de radis. Ce bio-indicateur est connu en zone tempérée pour être particulièrement sensible à l'HCl avec des nécroses foliaires caractéristiques.

Par la suite, afin de mettre au point des bio-indicateurs végétaux locaux de la pollution HCl, une étude fondamentale a été réalisée sur la sensibilité à l'HCl des différents écosystèmes végétaux situés aux abords du CSG, ceci à partir de pulvérisations artificielles d'HCl sur un certain nombre d'arbres et de plantes. A partir de ces travaux, des échelles de sensibilités à l'HCl de nombreux végétaux tropicaux ont alors été établies.

CONCLUSION DE LA 2^{EME} PARTIE

Les études antérieures ont surtout concernées l'impact physiologique sur la végétation à court terme (nécroses foliaires) ou à moyen terme (défoliation).

Au niveau de la bio-indication végétale, ces études antérieures concernaient avant tout une bio-détection immédiate par les végétaux de l'étendue des zones touchées par les retombées et des niveaux de celles-ci : par l'étude des nécroses foliaires sur des végétaux sensibles (végétaux bio-indicateurs « sensu stricto »), et par l'étude des dépôts d'alumine sur les surfaces foliaires (végétaux bio-accumulateurs). Aucune approche intégrée entre ces différents travaux complémentaires n'était alors envisagée.

3. PARTIE 3 – PRECONISATIONS

Deux approches différentes pour la bio-indication doivent être envisagées : l'approche **passive** qui consiste à utiliser et à étudier les végétaux en place sur une station (station d'étude naturelle), et l'approche **active** qui consiste à mettre en place sur un site (au niveau des sites pilotes), des végétaux sélectionnés et cultivés dans des conditions standardisées.

3.1 BIO-INDICATION PASSIVE SUR LES STATIONS D'ETUDE NATURELLES

3.1.1 Choix des bio-indicateurs végétaux pour des réponses à courts et à longs termes

3.1.1.1 Suivi à court terme pour l'étude des risques immédiats

L'utilisation de végétaux bio-accumulateurs semblent être la meilleure solution : nous pensons que dans un premier temps le « bois-canon » toujours présent sur les endroits dégagés (pas d'écran entre le bio-accumulateur et les retombées) et faciles d'accès : pistes, zones déforestées, pourrait être le bio-accumulateur de référence en zone forestière. Il permettra à chaque lancement de suivre l'étendue des zones touchées par les retombées, leurs localisations et les niveaux de contamination.

Si des études doivent être réalisées en zone urbaine et péri-urbaine, le manguier pourrait être de son côté le bio-accumulateur de référence (présence fréquente près des habitations).

Dans tous ces bio-accumulateurs, on mesurera les dépôts particuliers de surface (alumine), mais également les concentrations foliaires en Al, Cl et N.

Parallèlement il faudra rechercher et « mettre au point », pour compléter et pour valider certaines informations fournies par le « bois-canon », un deuxième végétal bio-accumulateur présent d'une façon homogène dans les zones susceptibles d'être touchées par les retombées.

Remarques :

- + A un moment donné, la quantité de polluant présent dans un végétal est fonction : de la dose de polluant dans l'air (concentration x temps), de la « période » spécifique d'accumulation du polluant dans le végétal, de la « période » spécifique d'élimination du polluant, et dans le cas présent de la fréquence des lancements de fusées. Ces « périodes biologiques » sont actuellement complètement inconnues pour les éléments Al, Cl et N dans les végétaux tropicaux.
- + En champ très proche où les retombées sont importantes, il faudra aussi suivre l'impact biologique des retombées (nécroses foliaires) sur les végétaux connus pour être particulièrement sensibles à l'HCl (végétaux bio-indicateurs « sensu stricto »), surtout si ces végétaux ont un rôle économique comme le bananier par exemple.

3.1.1.2 Suivi à long terme pour l'étude des risques chroniques

Le suivi à long terme des effets des retombées acides sur les milieux et les écosystèmes nécessitera l'étude dans le temps de la dynamique de la végétation à partir de parcelles d'étude bien définies : ces travaux comporteront l'étude de l'évolution de la végétation forestière comme de la végétation herbacée (utilisation de végétaux bio-intégrateurs).

De par leur nature, les dépôts acides sont des paramètres environnementaux qui, en modifiant profondément les facteurs du milieu, vont entraîner inéluctablement si ils sont importants des changements de la végétation. Une réflexion identique pourrait être faite sur les dépôts azotés.

3.1.2 Implantation des stations d'étude

Les différentes stations d'étude naturelles (végétaux bio-accumulateurs et végétaux bio-intégrateurs) seront positionnées sur différents rayons dont le point de départ sera le CSG (source ponctuelle de pollution atmosphérique). La distance entre les stations ira en augmentant d'une façon régulière plus on s'éloignera du CSG. Le nombre de ces rayons et la distance entre les stations devront être définis « in situ » en fonction des contraintes locales (et des contraintes budgétaires).

On placera dans la mesure du possible, un certain nombre de stations d'étude végétales près des stations physico-chimiques du CSG servant à mesurer les retombées, ceci afin d'essayer d'établir par la suite des corrélations.

Les stations d'étude naturelles seront repérées par GPS avec des marquages à la peinture sur les différents arbres.

Remarque :

Des stations d'étude naturelles de référence sont indispensables et elles seront positionnées soient en champs très lointain par rapport au CSG, soit à proximité du CSG, mais dans des directions opposées aux vents dominants. Ces stations permettront de bien évaluer au niveau des végétaux le bruit de fond de la région pouvant être issu : des poussières telluriques, des aérosols marins, de la pollution liée à la ville de Kourou ou à la ville de Sinnamary, de la pollution générée par les autres activités du CSG, des feux de savane, etc.

3.1.3 Prélèvements, relevés et stockage des végétaux

Les prélèvements sur les végétaux bio-accumulateurs se feront avant (étude du bruit de fond résiduel) et après chaque tir, en faisant attention aux épisodes pluvieux qui lessivent les dépôts foliaires et peuvent modifier l'accumulation des éléments. Des prélèvements supplémentaires un mois après le tir, permettront d'estimer les temps d'élimination des polluants par les végétaux et d'analyser ce phénomène en zone tropicale humide (1 seule campagne devrait suffire).

Pour les végétaux bio-intégrateurs, les relevés de végétation seront indépendants des tirs, avec des fréquences qui pourraient être de l'ordre de 1 à 2 ans minimum ?

En particulier, il sera très intéressant de stocker un certain nombre de prélèvements foliaires provenant des végétaux bio-accumulateurs comme des végétaux bio-intégrateurs étudiés, ceci afin de vérifier si il n'existe pas de modifications lentes dans le temps de la composition minérale foliaire de ceux ci (accumulation de métaux lourds du sol déplacés par l'acidité par exemple, augmentations des concentrations en azote, de chlore, etc...).

3.2 BIO-INDICATION ACTIVE SUR LES SITES PILOTES

3.2.1 Rappel sur l'implantation des sites pilotes

Les sites pilotes seront implantés dans des zones relativement précises, déterminées avant tout à partir des modèles des retombées atmosphériques issues des lancements.

3.2.2 Bio-indication végétale dans les sites pilotes

Le volet « végétal » des sites pilotes comprendra, comme dans les stations d'étude naturelles, des végétaux bio-indicateurs et des végétaux bio-accumulateurs, mais ces végétaux seront « sélectionnés » lors de leur plantation. Les végétaux de ces sites pilotes seront en particulier des arbres ou des arbustes (facilité d'instrumentation, possibilité d'un grand nombre de prélèvements sur le même sujet).

3.2.3 Intérêts de ces sites pilotes pour la bio-indication végétale

Ces sites pilotes sont absolument complémentaires des stations d'étude naturelles car ils permettent au niveau de la végétation d'aborder en plus les points suivants :

- recherche et validation de végétaux bio-indicateurs *sensu stricto* particulièrement sensibles aux émissions de la fusée (apparition de nécroses foliaires, modifications morphologiques visibles), à partir d'un screening de différentes espèces.
- recherche et validation de nouveaux bio-accumulateurs performants.
- instrumentation possible de certains végétaux : mesures de la récrétion des polluants, de pH foliaires, etc...
- validation des modèles de dispersion des polluants à partir des résultats obtenus dans ces sites.
- utilisation des végétaux de ces sites pour sensibiliser le public au problème de la qualité de l'air avec l'implantation de panneaux pédagogiques.

REMARQUE GENERALE

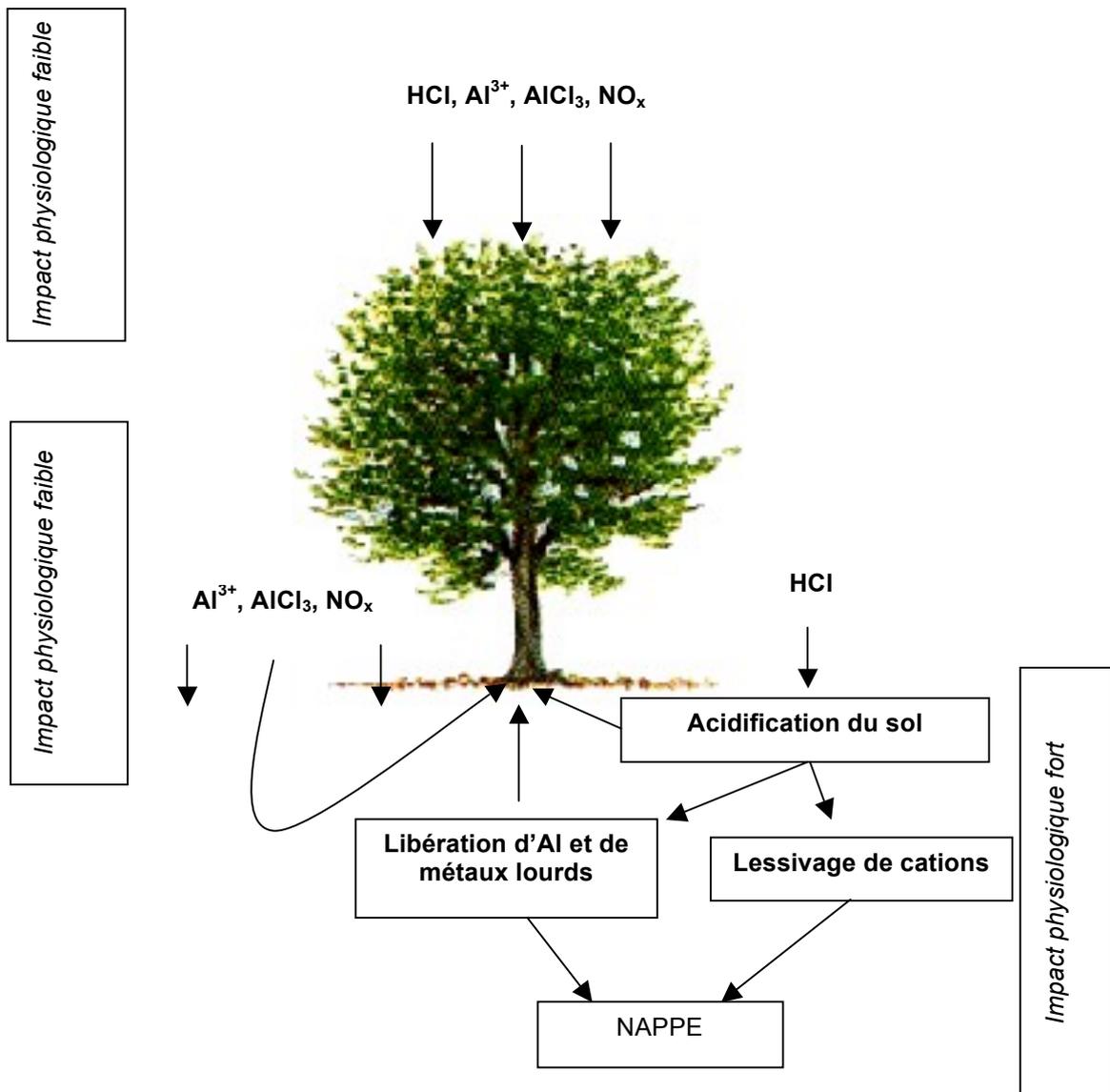
Complémentarité indispensable des approches bio-indication végétale et bio-indication animale (oiseaux)

- Avantages de la bio-indication végétale :
 - Vu la pérennité de certains végétaux, elle permet des suivis à long terme sur les mêmes individus permettant de détecter les évolutions lentes des milieux, la présence de risques chroniques, etc.,
 - L'immobilité des végétaux permet de localiser avec précision des problèmes de pollution comme les déplacements des retombées d'un tir à l'autre en fonction des conditions météorologiques, etc.,
 - L'immobilité des végétaux facilite également leurs prélèvements, leurs utilisations pour sensibiliser les populations locales aux problèmes de l'environnement atmosphérique, et pour les informer.
- Avantages de la bio-indication animale (oiseaux)
 - Les oiseaux fournissent des résultats intégrés des niveaux de pollution présents sur des zones plus ou moins importantes selon l'espèce,
 - Ils sont les maillons finaux de différentes chaînes alimentaires,
 - Leurs résultats sont plus facilement transposables aux problèmes de santé publique.

QUESTIONS

- Existe t-il en Guyane, liée aux activités du CSG, une contamination possible des chaînes alimentaires à partir des végétaux et se terminant à l'homme ? L'étude de certains bio-accumulateurs végétaux pourra nous donner un début de réponse.
- Si cette contamination existe, se fait-elle directement via les retombées (accumulation directe de l'Al, Cl et N des retombées), ou indirectement via le sol (libération des métaux lourds et du mercure du sol via les dépôts acides, éléments qui seront accumulés par la suite par les végétaux) ?
- Faut-il rechercher, liée aux lancements de fusées, la présence de polluants organiques au niveau des végétaux, en plus des polluants minéraux ?

4. ANNEXE



Annexe 6.

Utilisation des oiseaux comme bio-indicateurs dans le cadre des suivis environnementaux du CSG

Olivier TOSTAIN - ECOBIOS, Cayenne

1. LES ANALYSES ACTUELLES

Menées jusqu'en 2002, ces analyses mesurent l'alumine en surface et à l'intérieur des plumes d'oiseaux sauvages capturés sur des sites placés dans l'axe du cheminement du nuage de combustion suivant les tirs d'Ariane V. Les principales conclusions en sont :

- Ce modèle oiseau est efficace pour montrer la répartition des retombées de particules d'alumine dans l'atmosphère.
- La sensibilité du modèle permet de distinguer relativement facilement les secteurs impactés comme limités à 5-6 km de la zone de lancement (selon les conditions de retombées prévalant à chaque tir). Au-delà, les mesures ne se distinguent pas du bruit de fond.
- Il n'est pas observé d'effet d'accumulation notable d'Alumine au cours des tirs successifs, car la succession des mues gomme sans doute cet effet le cas échéant : dans ce sens, l'oiseau est un bon bio-accumulateur.
- Les relevés de terrain de chaque campagne ne montrent pas d'effets négatifs de ces impacts sur le comportement ou la physiologie des oiseaux. Mais comme les oiseaux ne sont pas suivis individuellement au cours du temps, cette mesure mériterait d'être améliorée dans le sens d'une observation individualisée de sujets témoins.
- Le bruit de fond est mal maîtrisé, notamment vis-à-vis de l'alumine issue du sol (poussières telluriques ou de la pollution par les voitures). A ce titre, l'expérience a montré que les feux de savane peuvent relarguer de très importantes quantités d'alumine dans l'atmosphère basse.

Dans le futur, ce type de mesure devrait s'appliquer à des peuplements mieux suivis dans le temps.

2. PERSPECTIVES DE LONG TERME

La combinaison des retombées de HCl et d'Alumine sur des terrains déjà naturellement acides et riches en alumine permettent de rapprocher les impacts induits en Guyane par l'activité du lanceur Ariane 5 des impacts maintenant bien connus des pluies acides en Europe et dans le nord-est de l'Amérique du nord. Dans ces contrées, où les retombées acides sont, il est vrai, bien supérieures à ce que l'on évalue dans le cas de la Guyane, les oiseaux ont montré que ce groupe de vertébrés formait un sujet d'étude particulièrement pertinent. Les produits de combustion provoquent un accroissement des concentrations locales d'alumine, et ceci par le double effet des retombées directes de particules d'alumine mais aussi par les processus chimiques entre acide HCl et alumine du sol. Cet accroissement local d'alumine peut conduire à bouleverser le ratio Al/Ca, rendant le Calcium plus difficilement mobilisable par les animaux qui en ont besoin, et notamment les oiseaux pour la fabrication des coquilles d'œufs lors de la reproduction. Plusieurs études ont pu ainsi relier les effets des pluies acides, soit à la diminution à grande échelle des populations de certains oiseaux insectivores, soit plus directement à la diminution de l'épaisseur moyenne de leurs coquilles d'œufs (notamment chez le Rossignol en Grande-Bretagne).

Le modèle oiseau illustre à nouveau ici sa pertinence pour étudier les impacts indirects d'Ariane 5 sur les milieux naturels du CSG (avec cet avantage d'être non destructeur).

En s'appuyant sur cette thématique combinée HCL/Al./Ca., plusieurs champs d'investigation pourraient être ouverts dans le futur en s'appuyant sur le modèle oiseau :

- L'évolution des peuplements d'oiseaux sauvages dans les secteurs impactés lors des lancements (champs proches à moyens) : structure du peuplement pour chaque habitat considéré (savane & bosquets isolés de l'ancienne RN1 ou de la piste Agami, forêt inondable de la Karouabo, forêt primaire de la piste Agami) par dénombrement des individus et des espèces, marquage individualisé pour opérations de capture/recapture (sédentarité des individus, taux de mortalité), analyse des taux d'alumine sur certaines espèces cible bien connues par ailleurs (cycle des mues, périodes de reproduction, biométrie au cours du cycle annuel) pour s'en servir comme indicatrices d'éventuelles tendances (notamment l'accumulation d'Al. au cours du temps).
- La modification éventuelle de paramètres de la reproduction de populations sauvages contrôlées entre zones impactées et zone témoin, intégrant notamment une altération possible de la mobilisation du Calcium due aux interférences acidité / aluminium / calcium : biométrie des œufs, épaisseur des coquilles, taille moyenne des pontes, succès à l'envol, Un tel modèle pourrait être développé autour de structures de nichoirs occupées par un petit nombre d'espèces d'oiseaux largement réparties en Guyane (*Troglodytes aedon*, *Progne chalybea*, ...), ou encore même intégré pour partie au suivi des stations témoins vues ci-dessus.
- Contrôle sur un modèle intégrateur de haut niveau trophique comme peut l'être un rapace tel que la Chouette effraie, *Tyto alba*. Cet oiseau qui consomme une large variété de petits mammifères et oiseaux des zones ouvertes peut facilement habiter des nichoirs construits à son intention autour des bâtiments CSG et plus à l'écart si besoin. Il vit aussi en milieu urbain, et les bourgs de Kourou et Sinnamary se prêtent à merveille au suivi de populations témoins. Sur un tel oiseau, il est assez facile de capturer les adultes, de mesurer aussi des taux d'imprégnation dans leurs plumes muées, de contrôler les effets de troubles métaboliques dans les œufs (qui sont nombreux à chaque ponte), de mesurer des paramètres de croissance ou de toxicité chez les poussins, d'analyser les proies consommées (au travers des pelotes de régurgitation), Bref, un excellent modèle comparatif situé à un niveau élevé des chaînes trophiques, et par là intégrateur.

L'intégration de ces approches peut prendre en considération l'ensemble des chapitres suivants :

- Structure des peuplements suivis (diversité, richesse,) ;
- Capture-recapture (sédentarité, mortalité, paramètres biométriques et cycles de mue, ...) ;
- Prélèvements de plumes sur les espèces témoin les mieux connues pour le bilan aluminique et de métaux lourds sur le rythme de 1 an environ.
- Paramètres de la biologie de reproduction, notamment pour les espèces témoins (prélèvements réguliers d'œufs pour mesure de l'épaisseur de la coquille, taux de production d'œufs et de poussins, phénologie, ...).

3. IBIS ROUGES

En marge de cette approche sur les impacts éventuels directs de l'activité spatiale sur le milieu naturel, la poursuite de l'étude de la population locale d'Ibis rouges est importante pour la valorisation de l'image des applications spatiales au bénéfice de l'environnement (suivi des déplacements locaux & régionaux par balises Argos). Outre les bénéfices en termes de connaissances biologiques globales sur cette espèce (démographie, régime alimentaire, chute des nids, impacts de pesticides...), l'étude de la colonie d'ibis est nécessaire dans le cadre du CSG pour comprendre les évolutions numériques (et pouvoir le cas échéant les dissocier des événements « lanceurs »), et aussi savoir interpréter le retour possible de la colonie à proximité immédiate des Zones de Lancement au gré des cycles de croissance de la mangrove.

Les points suivants doivent donc être pris en considération pour l'étude des ibis :

- Métaux lourds, PCB, DDT (plumes d'adultes & de poussins, œufs).
- Epaisseur des coquilles d'œufs.
- Description du cycle de mue.
- Analyse toxicologique (et énergétique) des proies consommées en Guyane (crabes, ...).
- Déplacements en Guyane lors de la reproduction, erratisme juvénile, et déplacements des adultes entre les périodes de reproduction (visites de pays voisins ?).
- Pose de transpondeurs passifs pour repérage des oiseaux lors des survols aériens et surveillance de la colonie.
- Maîtrise du problème « chute des nids » et évolution des effectifs reproducteurs.

4. CONCLUSIONS

Il existe plusieurs options, sans doute complémentaires les unes des autres, pour organiser le suivi de bio-indicateurs dans le contexte du CSG :

- **Echelle de l'espèce**, que l'on retrouve dans tous les habitats surveillés, et y compris en milieu urbain (Kourou, Sinnamary) pour contrôle et validation en milieu habité par l'homme. Ce sont des oiseaux qui restent sauvages, et demeurent par conséquent complètement ouverts à tous les paramètres du milieu, mais sont contrôlables par le fait que l'on peut assez aisément maîtriser leurs sites de nidification (nichoirs, ...). Plusieurs espèces sont présentes à divers niveaux intégrateurs de l'habitat :
 - L'Hirondelle *Progne chalybea* exploite les insectes volants issus d'une variété de milieux ;
 - Le Troglodyte des maisons *Troglodytes aedon* exploite des insectes au sol ;
 - Le Tyran Kikiwi *Pitangus sulphuratus* exploite des ressources alimentaires très variées (insectes, fruits, petits vertébrés) ;
 - La Chouette effraie *Tyto alba* est un prédateur supérieur (petits mammifères granivores ou insectivores, chauves-souris, oiseaux, insectes ...).
- **Echelle de la population**, réunissant tous les individus locaux d'une même espèce : situation de l'Ibis rouges dans la mangrove du littoral du CSG.
- **Echelle du peuplement**, dont on analyse les glissement de paramètres structuraux au cours du temps au sein d'un petit lot de biotopes ciblés.

5. REFERENCE

Article publié le 12 août 2002 dans les « Proceedings of the National Academies of Science », et relatif aux effets induits des pluies acides sur la baisse de diverses populations d'oiseaux en Amérique du nord.

Ecology

Adverse effects of acid rain on the distribution of the Wood Thrush *Hylocichla mustelina* in North America

Ralph S. Hames *, Kenneth V. Rosenberg, James D. Lowe, Sara E. Barker, and André A. Dhondt

Cornell Laboratory of Ornithology, Cornell University, Ithaca, NY 14850

Edited by Paul R. Ehrlich, Stanford University, Stanford, CA, and approved June 26, 2002 (received for review December 26, 2001)

Research into population declines of North American bird species has mainly focused on the fragmentation of habitat on the breeding or wintering grounds [Robinson, S. K., Thompson, F. R., Donovan, T. M., Whitehead, D. R. & Faaborg, J. (1995) *Science* 267, 1987-1990]. In contrast, research into declines of European species has mainly focused on intensification of agriculture [Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001) *Proc. R. Soc. London Ser. B* 268, 25-29] and the role played by the atmospheric deposition of pollutants, in particular, acid rain [Graveland, J. (1998) *Environ. Rev.* 6, 41-54]. However, despite widespread unexplained declines of bird populations in regions of heavy wet acid ion deposition [Sauer, J. R., Hines, J. E. & Fallon, J. (2001) *The North American Breeding Bird Survey Results and Analysis 1966-2000* (Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD)], no North American studies have presented evidence linking such widespread terrestrial bird declines to acid rain. To address the question of the role played by acid rain in population declines of eastern North American songbird species, we combine data from several sources. We use a multiple logistic regression model to test for adverse effects of acid rain on the Wood Thrush, while controlling for regional abundance, landscape-level habitat fragmentation, elevation, soil pH, and vegetation. We show a strong, highly significant, negative effect of acid rain on the predicted probability of breeding by this species, and interactions with elevation, low pH soils, and habitat fragmentation that worsen these negative effects. Our results suggest an important role for acid rain in recent declines of some birds breeding in the eastern United States, particularly in high elevation zones with low pH soils, and show the need to consider other large-scale influences, in addition to habitat fragmentation, when addressing bird population declines.

Annexe 7.

Surveillance de la faune ichthyologique dans la zone du centre spatial guyanais

Bernard de Mérona

Contrat de consultance institutionnelle N° 99/CNES/2652 (Décembre 2001)

RAPPEL DES CONCLUSIONS

Au terme de 4 années de surveillance des peuplements de poissons dans la zone du Centre Spatial il est intéressant de tenter un bilan.

La première observation, et probablement la plus intéressante du point de vue de l'environnement, est que, jusqu'à présent, **les signes de perturbation des peuplements de poissons en conséquence des lancements d'Ariane V sont très discrets**. La Karouabo, la crique la plus proche des installations et des zones de lancement, abrite des peuplements de poissons équilibrés, avec une richesse relative comparable à celle de milieux pristines, leur structure trophique ressemble à celle de milieux en bon état. De plus des dosages d'Aluminium dans les chairs ne permettent pas de mettre en évidence une plus grande accumulation chez les poissons de la Karouabo par rapport aux autres criques.

Il faut cependant rester prudents car **certains signes sont préoccupants**. A plusieurs reprises nous avons relevé dans la Karouabo au niveau du pont, des valeurs de paramètres physico-chimiques s'écartant de la normale : faible concentration en oxygène dissous, forte turbidité, pH légèrement basique cette année mais qu'il nous est impossible d'interpréter avec les données limitées que nous récoltons. Conséquence ou pas, il faut noter le très faible niveau des captures depuis 1999 aux alentours de 50 spécimens pour un effort de 1000m² de filet. Ce faible nombre conduit à élever des doutes sur la validité des relations utilisées pour caractériser le peuplement (évaluation de la richesse relative, structure en poids et structure trophique).

Du point de vue de la contamination par l'Aluminium les résultats semblent maintenant plus nets. Il n'y a pas de bioaccumulation de l'Aluminium chez les poissons et les poissons de la Karouabo ne sont pas plus contaminés que ceux des autres criques.

Bien entendu, il faut garder à l'esprit que ces résultats concernent une période durant laquelle les tirs d'Ariane V étaient sporadiques. Le maximum entre deux opérations de surveillance ayant été de 4 tirs. Une fréquence plus élevée de tirs aurait très probablement des conséquences plus accusées sur l'environnement et **il est donc impératif de poursuivre la surveillance des milieux aquatiques dans la zone incluant les peuplements de poissons**.

Annexe 8.

Évaluation des dangers et risques sanitaires

Yves LEVI

1. PREAMBULE

Des interrogations existent dans la population qui se sont manifestées par des écrits. A la différence des études sur l'écologie générale végétale ou animale, l'épidémiologie implique de prendre en compte le facteur humain avec toutes ses complexités. C'est pourquoi le paragraphe suivant tente d'examiner toutes les hypothèses de travail avec ses diverses conséquences.

- Ne pas réaliser d'étude portant sur les risques sanitaires des populations habitant à proximité des sites zones de retombées conduira certainement à deux types de réactions :
 - les uns ne manqueront pas de dire que des études existent dont les résultats sont si inquiétants qu'ils sont cachés et que les responsables refusent de les communiquer à la population. C'est ce que l'on peut appeler le "syndrome du nucléaire" suite aux découvertes des populations exposées lors des premiers essais dans le pacifique ou le "syndrome tchernobyl" où la France est apparue miraculeusement épargnée par le nuage ce qui a été contredit par les résultats ultérieurs.
 - les autres évoqueront l'incompétence des responsables qui n'ont pas mis en place les moyens et/ou les compétences pour entamer dès le début une étude indépendante et scientifique
- Réaliser un programme d'étude n'impliquant pas les populations concernées conduira à des résultats partiels et sans doute aux éléments suivants :
 - Certains évoqueront que les travaux théoriques, ou basés sur des essais *in vivo*, sont certainement importants et intéressants mais que les résultats ne sont pas extrapolables à l'homme
 - D'autres peuvent se poser la question de l'absence d'implication des médecins qui, par ailleurs, sont demandeurs d'un partenariat.
- Réaliser une étude complète avec analyse du risque et épidémiologie est la méthode la plus complète pour obtenir la réponse souhaitée et doit associer des spécialistes indépendants associés à des relais sanitaires locaux. La communication doit alors prendre en compte :
 - la transparence dans le montage, le suivi et le traitement des résultats au risque que les non spécialistes donnent de mauvaises interprétations en cours d'étude
 - la transparence dans l'organisation de l'étude puis le silence pendant le déroulement et des épisodes de communication lors des étapes majeures d'obtention des résultats
 - d'éviter l'inquiétude qui pourrait apparaître chez ceux qui pensent que le fait de réaliser une étude implique obligatoirement que des toxicités ont été déjà observées.

La solution la plus efficace et la plus transparente qui devrait rassurer tous les habitants, implique de confier le projet à une équipe de recherche indépendante qui travaillera en collaboration avec les autorités sanitaires locales qui serviront de relais avec les populations.

2. PROGRAMME PROPOSE

Pour permettre d'évaluer les risques sanitaires des populations exposées aux retombées, la procédure à mettre en œuvre doit, en appliquant les méthodes les plus adaptées, identifier et quantifier les types d'exposition et leur fréquence. Deux méthodes complémentaires sont réalisables indépendantes ou associées :

2.1 ANALYSE DU RISQUE

Ce travail théorique suit la procédure internationalement reconnue comprenant les étapes suivantes :

- Identification des dangers
- Etude des relations doses-réponse
- Evaluation des expositions
- Caractérisation du risque

C'est un travail théorique basé sur des mesures sur site et des études bibliographiques et toxicologiques permettant d'obtenir une estimation statistique de l'impact des dangers (les produits chimiques identifiés) sur les populations ce qui est la définition du risque qui est une notion statistique. Le danger est présent mais le risque peut être plus ou moins important selon le type d'individu, son âge, son état de santé actuel, etc...

Un travail théorique sur l'impact à long terme est difficile et sans garantie de résultats.

2.2 ÉTUDES EPIDEMIOLOGIQUES

Dans ce cas l'étude est plus complète et implique de travailler sur l'état sanitaire des populations concernées et/ou de les suivre au cours du temps. Les résultats sont directement exploitables et interprétables à condition d'éviter les nombreux biais liés aux multiples relations entre l'environnement et notre santé.

Attendus

Les deux éléments considérés à ce jour sont l'acide chlorhydrique et l'aluminium sous différentes formes. Indirectement, l'acidification des sols peut mobiliser des métaux naturellement présents qui peuvent entrer dans la chaîne alimentaire.

L'exposition des populations liée au nombre croissant de lancements et aux essais de boosters et les concentrations en polluants sont relativement faibles ce qui implique obligatoirement une évaluation des risques sanitaires à long terme car des effets toxiques éventuels ne peuvent se manifester sous forme aiguë rapide.

Les développements d'activités sur le site avec d'autres types de propulseurs et de polluants pourraient interférer et induire de nouveaux risques sanitaires interférant avec l'étude Ariane V. Ceci concerne aussi les études écologiques.

La peur du danger et/ou les rumeurs sur les polluants peut provoquer des états de stress et des manifestations physiques associées classiques qui seraient alors des effets indirects non liés aux polluants.

Pour mener à bien ces études des éléments de base doivent être recueillis

Identification des populations soumises aux polluants

Si ce n'est déjà réalisé, un recensement des populations et de leurs habitudes devra être établi et, dans la perspective d'une étude épidémiologique cas-témoin, une catégorie de population identique ou le plus proche possible pouvant servir de témoins non exposés devra être trouvée. Ceci sera important dans la mesure où le sol pouvant contenir de l'aluminium naturel, il est important de faire la part entre l'apport naturel et l'apport lié aux activités industrielles.

Il sera nécessaire de recueillir des informations sur la nature, les quantités et l'origine des aliments ainsi que sur les zones de chasse et de pêche et les produits consommés.

Identification de la nature et de l'origine des contaminants

Si les éléments obtenus confirment que les deux seuls dangers sont l'acide chlorhydrique et l'aluminium, il convient :

- d'identifier les différentes sources d'exposition et quantifier les teneurs : tabac, air, eau potable, canettes, vin, aliments des jardins potagers, animaux de basse-cour, œufs, poissons etc....
- quantifier les taux d'exposition pour approcher la ration alimentaire type et les teneurs dans l'eau et l'air après les périodes de lancement et entre deux périodes

Pour cela, il importe de compléter les données analytiques existantes par des campagnes spécifiques portant sur les voies d'exposition mesurées sur les lieux d'habitation ou de travail soumis aux retombées. Les laboratoires compétents devront être identifiés et les méthodes d'échantillonnage et analytiques validées surtout en évitant tous les systèmes de prélèvement pouvant fausser les mesures par la présence d'aluminium (emballages, seringues etc..).

La participation des habitants aux enquêtes et prélèvements est une contrainte qui implique une importante communication relayée par les aides locales : médecins, pharmaciens, centres de PMI, DDASS etc...

Analyse du risque

Sur la base de ces éléments une analyse du risque peut être envisagée conduisant à l'expression statistique des éléments de risque actuel avec une évaluation sans doute très difficile du risque à long terme. En couplant avec les modèles de prédiction du devenir des polluants dans l'avenir, une modélisation du risque peut être réalisée.

Étude épidémiologique

Évaluation de l'exposition

L'HCl peut induire des phénomènes pulmonaires réels ou suggérés qui nécessitent que des mesures liées aux capacités respiratoires et troubles respiratoires soient mises en œuvre.

L'irritation des yeux et/ou de la peau toujours réelle ou suggérée devra être évaluée sans doute par des questionnaires auprès des habitants et des professionnels. Il est certain que le simple fait de poser la question peut induire un biais dans les réponses.

Pour l'aluminium les voies d'exposition majeures sont soit orales soit pulmonaires et dans ce cas le métal, même mal absorbé dans le tube digestif, passe dans le sang et diffuse dans tous les tissus avec un phénomène de concentration dans les os, les poumons ou encore le cerveau. Pour l'USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) l'exposition moyenne aux USA serait de 20mg/jour. Des doses très importantes de plusieurs grammes par jour ont été données dans les traitements médicamenteux et des antitranspirants contiennent de l'aluminium.

La demi-vie est décrite comme de quelques jours après une exposition temporaire ou de plusieurs mois après exposition chronique. Les doses mesurées dans les populations non exposées à des dangers particuliers sont toujours décrites comme plus importantes dans les poumons.

L'excrétion de l'aluminium ingéré passe surtout par l'urine alors que l'aluminium non ingéré passe par les fécès. Bien entendu, toutes ces données varient selon la spéciation et/ou la complexation du métal.

Les risques toxicologiques chroniques qui mobilisent les médias et les scientifiques portent essentiellement sur les problème de développement cognitif et de maladie dégénérative du système nerveux central (SNC).

Dans le cas étudié il serait nécessaire de suivre l'imprégnation et l'exposition au cours du temps car la répétition des doses élevées et des doses chroniques est difficile à connaître. Cela nécessite de mettre en place un suivi régulier et à long terme des populations exposées et/ou des populations témoins comme par exemple à Sinnamary et à Kourou.

Pour ce faire, en concertation avec les autorités médicales locales, des prélèvements de sang, urine, fécès...doivent être réalisés régulièrement chez les mêmes individus au cours du temps.

Parallèlement des études du développement cognitif des enfants et la veille face à la fréquence des cas de maladies dégénératives su SNC seront notés en référence aux incidences globales sur le territoire. Le faible nombre des populations présentes à Sinnamary et les différences d'habitudes et d'exposition par rapport aux habitants de Kourou sont des facteurs défavorables qui compliquent l'interprétation.

Pour compléter le dossier, une étude rétrospective sur la morbidité et la mortalité des populations avant que les campagnes de lancement ne s'amplifient, permettrait de constituer la base des éléments permettant d'établir le niveau de référence indispensable lors de toute étude ou polémique ultérieure.

Manifestations indirectes

Les états de stress et pathologies associées telles que dermatoses, dépressions, troubles du sommeil etc peuvent être évalués par des suivis individuels avec les populations et les données des médecins et des ventes de médicaments.

3. MISE EN OEUVRE

En règle générale, étant donné que les populations sont alarmées et inquiètes, le fait d'établir une étude peut à la fois rassurer les uns et inquiéter les autres mais dans tous les cas influencer les résultats basés sur des questionnaires. Il est donc indispensable de mettre en place les protocoles les plus objectifs possibles basés sur des analyses, des tests cognitifs. La simple mesure des taux d'exposition basées sur des dosages dans les aliments et l'air permettra d'établir la dose journalière variable entre deux lancements mais ne permettra pas de rassurer les populations inquiètes même si les résultats montrent que les dangers en présence sont très faibles ou inexistantes.

La décision de réaliser ces études doit donc prendre en compte tous ces éléments. Sur le plan de l'image de l'entreprise et de la communication vers les clients, le sérieux mené dans l'évaluation de l'impact sanitaire est certainement un argument positif que les entreprises internationales savent intégrer dans leurs rapports annuels au même titre que l'impact environnemental.

Annexe 9.

Contexte réglementaire

Michel CAVAILLES & Guillaume FABRE

Sur le plan juridique, les contraintes réglementaires liées aux lancements d'Ariane V se traduisent par la nécessité de prendre en compte un certain nombre de textes législatifs ou réglementaires relatifs à la protection de l'environnement et notamment :

- la création et l'exploitation d'installations classées pour la protection de l'environnement ;
- la protection de la ressource en eau et des milieux aquatiques,
- le contrôle des émissions polluantes dans l'atmosphère.

La présente note vise à dégager les réponses à ces contraintes en terme de précautions d'ordre juridique à prendre en phase d'exploitation du lanceur Ariane V afin de minimiser les éventuels impacts sur l'environnement.

Pour ce faire, il est nécessaire d'analyser le cadre juridique général dans lequel doit être située l'exploitation du lanceur Ariane V. Le foisonnement des textes, qui parfois se télescopent dans le domaine environnemental, oblige en effet à cerner de façon précise ce qui paraît applicable au cas d'espèce, et ce qui ne l'est pas. La tâche n'est pas évidente si l'on considère que le cadre réglementaire existant n'a pas été conçu pour intégrer cette activité innovante, jusqu'ici étrangère aux procédures réglementaires de protection de l'environnement.

Sont ensuite identifier les procédures administratives complémentaires qu'il serait nécessaire d'engager pour être conforme à la réglementation en vigueur et pour prévenir tout recours contentieux de la part des détracteurs potentiels contre les décisions d'autorisation qui seraient prises par l'Administration.

1. ANALYSE DU CADRE JURIDIQUE GENERAL

1.1 INSTALLATIONS CLASSEES POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

La loi du 19 juillet 1976 modifiée relative aux installations classées pour la protection et les décrets modifiant la nomenclature des installations classées dressent la liste des établissements dont l'activité est susceptible d'avoir des incidences sur l'environnement. De ce fait, la réalisation et l'exploitation de ces installations sont soumises à un régime soit d'autorisation, soit de déclaration auprès de la Préfecture, en fonction de la dimension des installations ou du niveau d'activité.

Cette réglementation s'applique à l'ensemble de lancement d'Ariane V et un arrêté préfectoral d'autorisation⁶ a d'ailleurs été délivré à ce sujet, à la Société Arianespace le 28 décembre 1999 par la Préfecture de la région Guyane.

⁶ Arrêté n° 3044 ID/IB/ENV du 28 décembre 1999 autorisant la Société Arianespace à exploiter l'Ensemble de Lancement Ariane n°3 (ELA 3)

Cet arrêté précise les mesures qui doivent être prises pour la prévention de la pollution de l'eau et de la pollution atmosphérique. Il intègre donc dans une certaine mesure les contraintes réglementaires propres à la protection de l'eau et de l'air, précisées aux chapitres suivants.

1.2 PROTECTION DE LA RESSOURCE EN EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES

La loi 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'Eau concerne la protection qualitative des eaux continentales et de la mer territoriale. La question de l'applicabilité de la loi sur l'Eau à l'ensemble de lancement d'Ariane V est évidente, car les aménagements existants rentrent dans les catégories visées par l'article 10 de cette loi, c'est à dire « les ouvrages entraînant des prélèvements d'eau, une modification du niveau ou du mode d'écoulement des eaux, ou des déversements, rejets ou dépôts directs ou indirects, chroniques ou épisodiques ».

L'ensemble de lancement d'Ariane V regroupant un ensemble d'ouvrages gérés par le même organisme, cette loi s'applique à l'ensemble de ces ouvrages et pas seulement à la zone de lancement n° 3 (ZL3) sensu stricto (cf. Article 10 du décret 93-742 du 29 mars 1993 relatif aux procédures d'autorisation et de déclaration prévues par l'article 10 de cette loi

La liste des ouvrages concernés est détaillée dans le décret 2001-189 du 23 février 2001 modifiant le décret 93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation et déclaration tel que cela est prévu par l'article 10 de cette loi. Concernant l'ensemble de lancement d'Ariane V, les rubriques suivantes sont susceptibles de s'appliquer :

- Rubriques 110 : Installations, ouvrages, travaux permettant le prélèvement dans un système aquifère autre qu'une nappe d'accompagnement d'un cours d'eau,
- Rubrique 140 : Canalisations de transport d'hydrocarbures et de produits chimiques,
- Rubrique 230 : Rejet dans les eaux superficielles,
- Rubrique 410 : Assèchement, mise en eau, imperméabilisation, remblais de zones humides ou de marais
- Rubrique 510 : Station d'épuration,
- Rubrique 530 : Rejet d'eaux pluviales dans les eaux superficielles,
- Rubrique 610 : Travaux dont le montant est supérieur à 1 900 000 €.

1.3 CONTROLE DES EMISSIONS POLLUANTES DANS L'ATMOSPHERE

Contrairement à la protection de l'eau, il existe encore peu de texte réglementant les émissions polluantes dans l'atmosphère. Les principaux textes sont :

- le décret n° 91-1122 du 25 octobre 1991 relatif à la qualité de l'air et portant modification du décret n° 74-415 du 13 mai 1974 relatif au contrôle des émissions polluantes dans l'atmosphère et à certaines utilisations de l'énergie thermique,
- le décret n°2002-213 du 15 février 2002 portant transposition des directives 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 novembre 2000 et modifiant le décret n°98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites.

Ces textes ne listent pas les activités qui sont susceptibles d'entraîner des émissions polluantes, mais visent à limiter dans l'atmosphère les émissions de gaz ou de particules solides ou liquides, corrosifs, toxiques ou odorants, de nature à compromettre la santé publique ou la qualité de l'environnement, ou à nuire au patrimoine agricole, forestier ou bâti. Ils définissent en particulier :

- les niveaux de concentrations dans l'atmosphère de l'anhydride sulfureux, des particules en suspension, du plomb et du dioxyde d'azote, c'est-à-dire des substances qui font a priori l'objet de mesures régulières de contrôle,
- les agglomérations de plus de 100 000 habitants, qui doivent faire l'objet d'une surveillance en fonction d'une part de l'importance et de la localisation de la population intéressée, d'autre part du risque de pollution de l'air ; aucune agglomération n'est concernée en Guyane.

En fait, ces textes ne concernent pas des activités aussi ponctuelles dans le temps que le lancement d'Ariane V. Ils ont été mis en œuvre pour mieux apprécier et maîtriser la pollution atmosphérique provenant des activités industrielles, du chauffage thermique et de la circulation automobile dans le périmètre des principales agglomérations françaises.

Enfin, une directive européenne dite IPPC (contrôle et prévention intégrée des pollutions) fait obligation aux Etats Membres d'introduire un système d'autorisation d'exploitation basé sur les meilleures techniques disponibles (MTD). Les activités couvertes dans ce cadre englobent toutes les activités industrielles émettrices de NOx, notamment en raison des effets de la combustion. Les MTD retenues sont consignées dans des documents de référence qui doivent être adoptées par la Commission européenne. Au total, 30 à 35 documents de référence vont être publiés. Il est toutefois peu probable qu'un de ces cahiers soit applicable au lancement d'Ariane V en raison du caractère très particulier de cette activité (combustion très importante, mais très limitée dans le temps).

2. CONTRAINTES ET PROCEDURES

2.1 L'ARRETE AUTORISANT L'EXPLOITATION DE L'ENSEMBLE DE LANCEMENT ARIANE V

Ce texte est à notre connaissance le seul autorisant l'exploitation de l'ensemble de lancement Ariane V. Il regroupe donc toutes procédures visant à limiter l'impact de l'activité de lancement d'Ariane V et des activités annexes sur le site. Ces procédures sont rappelées dans le tableau ci-dessous, ainsi que des premières remarques concernant l'intérêt des ces procédures vis-à-vis des connaissances actuelles sur les pollutions ou dégradations constatées lors des lancements d'Ariane V, en particulier pour les eaux des déluges et les émissions de gaz et particules dans l'atmosphère.

Procédures	Remarques
Pas de limitation de prélèvements d'eau, mais relevés des volumes prélevés et protection (physique) des réseaux d'eau potable connectés à des réseaux d'eau brute ou de process	Ne concerne qu'indirectement l'activité de lancement (les volumes prélevés induisent des volumes d'effluents rejetés)
Prévention des pollutions accidentelles par des dispositifs techniques adaptés	Ne concerne pas l'activité de lancement
Collecte des effluents : les carreaux de la zone de lancement constituent des bassins de confinement dont la capacité est supérieure à 10 000 m ³	Ce volume de confinement est largement supérieur au volume d'eau du déluge lors du lancement (1000 – 1500 m ³ ?)

Procédures	Remarques
<p>Définition des rejets :</p> <ul style="list-style-type: none"> • les rejets en nappe sont interdits • ils ne doivent pas comporter de substances toxiques, nocives ou néfastes dans des proportions capables d'entraîner la destruction de poisson, de nuire à sa nutrition ou à sa reproduction ou à sa valeur alimentaire, • ils ne doivent pas provoquer une coloration notable du milieu récepteur, ni être de nature à favoriser la manifestation d'odeurs ou de saveurs 	<p>Les études menées jusqu'à présent n'ont pas montré d'impact, ni sur la qualité des eaux de nappe, ni sur les poissons, ni de coloration et autres effets</p>
<p>Valeur limite des rejets pour les paramètres suivants : température, pH compris, MEST, DCO, DBO₅, azote global, phosphore total, nitrite, aluminium, AOX, produits hydrazinés</p>	<p>Certains paramètres sont inutiles pour les eaux des déluges (DBO₅, phosphore total) et d'autres manquent pour pouvoir évaluer l'incidence du rejet sur le milieu naturel (conductivité, chlorure, métaux lourds, micropolluants organiques produits par la combustion...)</p> <p>De plus les informations communiquées dans les rapports de lancement du CSG ne portent pas sur la qualité des eaux des carreaux et ne permettent donc pas de vérifier si les valeurs sont dépassées ou pas</p>
<p>Surveillance des effets sur l'environnement :</p> <ul style="list-style-type: none"> • dans les eaux superficielles et souterraines : DCO, DBO₅, pH, azote global, aluminium avec mesure bisannuelle à l'amont et à l'aval des points de rejets (eau des carreaux notamment) • dans les sédiments : métaux, substances minérales une fois par an • poissons : présence de lésions anatomopathologiques, accumulations de substances chimiques une fois par an 	<p>Ce protocole paraît peu adapter en raison du nombre limité de paramètres et de la fréquence trop faible qui ne permet pas d'identifier les effets temporaires ou saisonniers. Il serait souhaitable de porter à quatre par an les analyses d'eau et à deux par an les analyses sur les sédiments et les poissons. De plus, il paraît nécessaire de compléter les paramètres mesurés (, conductivité, chlorure, métaux lourds, micropolluants organiques produits par la combustion...)</p>
<p>Installations émettrices de pollutions atmosphériques :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Valeurs limites de rejet : 1 kg/h de produits hydrazinés et 25 kg/h de N₂O₂ • Surveillance des rejets : quantités de produits rejetés lors des tirs pour MMH, N₂O₄, N₂H₄ 	<p>Ces contraintes pourraient être complétées par des mesures sur l'Al₂O₃ (alumine), le HCl et toutes substances toxiques présentes dans le nuage lors du tir (substances à rechercher éventuellement)</p>
<p>Surveillance des effets des pollutions atmosphériques sur l'environnement :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mesures de la qualité de l'air : HCL, Al₂O₃, N₂O₃, produits hydrazinés • Effets sur la faune : présence de lésions et accumulations de substances chimiques • Effets sur la flore : pluvio-lessivats et évolution des espèces • Bilan des rejets : substances toxiques et cancérigènes, MMH, hydrazine et dérivés, gaz à effet de serre 	<p>Mesures à optimiser en fonction des conclusions de la présente expertise</p>

Cet arrêté est relativement complet et détaille bien l'ensemble des mesures visant à évaluer l'incidence des tirs sur les milieux aquatiques et l'atmosphère. Deux types de mesures paraissent toutefois nécessaires pour mieux apprécier les effets sur l'environnement, il s'agit plus particulièrement :

- de la recherche d'éventuelles substances toxiques liées à la combustion, tels que métaux lourds et autres micropolluants et qui pourraient être présents dans les eaux des carreaux et dans le nuage sous forme de gouttes ou de particules,
- de la mesure de la qualité des eaux des carreaux, qui a priori concentrent une grande partie des substances polluantes émises lors des premières secondes des tirs (HCL, notamment).

2.2 LA PROCEDURE AU TITRE DE LA LOI SUR L'EAU

De part la nature des installations et des activités qui sont menées sur le site de lancement d'Ariane V, une autorisation⁷ d'exploitation de ce site semble nécessaire. L'objectif de cette autorisation est d'évaluer les effets sur la ressource en eau et les milieux aquatiques et de mettre en œuvre des mesures compensatoires adaptées visant à minimiser les impacts négatifs. Cette procédure est totalement distincte de l'autorisation d'installation classée pour la protection de l'environnement, même si les conclusions peuvent être similaires (surveillance des rejets, du milieu récepteur...).

Elle doit se conformer à la procédure d'autorisation spécifique prévue à l'article 10 de la Loi du 3 janvier 1992 sur l'Eau, et précisées par son décret d'application n°93 – 742 du 29 mars 1993 (modifié par le décret 2001 – 189 du 23 février 2001). Ce dernier texte précise en son article 2 les règles de forme selon lesquelles doit être présentée la demande d'autorisation au titre de la loi sur l'Eau.

Pour obtenir cette autorisation, l'organisme qui exploite le site, doit adresser une demande au préfet de Guyane qui comprend :

- l'identification du demandeur (nom et adresse),
- la localisation du site d'exploitation,
- la nature et la consistance des installations et des activités pour l'ensemble du site et du programme d'activités et les rubriques concernées de la nomenclature,
- une étude d'incidence des installations et des activités sur la ressource en eau et les milieux aquatiques (plan similaire à celui d'une étude d'impact), ce document précise les mesures compensatoires et correctives envisagées, ainsi que la compatibilité du programme avec le SDAGE,
- les moyens de surveillance,
- les éléments graphiques.

Ce dossier est adressé au préfet qui délivre un avis de réception.

Le dossier est à présenter en sept exemplaires.

Si le dossier de demande d'autorisation est jugé régulier et complet, il est soumis à enquête publique qui est diligentée dans les conditions du Code de l'expropriation (articles R-11-4 à R-11-14 ou articles R 11-14-1 à R 11-14-15 selon le cas). Cette enquête est menée dans les communes concernées et désignées par le préfet. Le dossier de demande d'autorisation et un registre d'enquête sont tenus à la disposition de la population. Les conseils municipaux sont également invités à donner un avis sur la demande. Après clôture de l'enquête, le commissaire communique les résultats de l'enquête publique au demandeur en l'invitant à produire dans un délai de vingt-deux jours un mémoire de réponse.

⁷ L'autorisation se justifie aisément par une analyse même sommaire des rubriques concernées

Au vu du dossier d'enquête et des avis amis, le préfet fait établir par ses services un rapport d'autorisation qui est présenté au conseil départemental d'hygiène avec les propositions de refus ou les prescriptions envisagées.

Le préfet statue dans les trois mois après la réception du dossier d'enquête transmis par le commissaire enquêteur en prenant un arrêté préfectoral motivé d'autorisation et éventuellement de refus.

Dans le cas, de l'ensemble de lancement d'Ariane V, il ne peut pas être question de refus, mais il est vraisemblable que des prescriptions seront proposées pour minimiser les impacts de l'activité du site et des lancements sur la ressource en eau et les milieux aquatiques. Ces prescriptions viendront compléter celles indiquées dans l'arrêté d'autorisation d'installations classées pour l'environnement.

2.3 SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L'AIR

Les agglomérations de Guyane ne font pas parties des zones sensibles à la pollution atmosphériques. Dans ces conditions, il n'y a aucune obligation concernant la surveillance de la qualité de l'air. Dans ces conditions, ce sont les prescriptions de l'arrêté d'autorisation d'installations classées pour l'environnement qui s'appliquent pour la prévention de la pollution atmosphérique.

3. CONCLUSION

Au terme de cette revue sommaire des procédures administratives qui s'appliquent à l'ensemble de lancement d'Ariane V, il apparaît que seule la procédure d'autorisation au titre de la loi sur l'eau reste à engager. Cette procédure ne s'applique pas uniquement aux activités de lancement, mais à l'ensemble des installations, c'est-à-dire :

- les prélèvements d'eau,
- les rejets d'eau de process et de refroidissement,
- les effluents domestiques,
- les rejets d'eau pluviale,
- les surfaces en zones humides comblées.

Cette procédure ne prend pas en compte les problèmes de pollution atmosphérique. Dans ce domaine, c'est l'arrêté d'autorisation d'installations classées pour l'environnement qui s'applique. Cet arrêté d'autorisation a été établi en 1999, il prévoit un certain nombre de procédures de contrôle dont certaines sont indispensables et d'autres plus "anecdotiques" (mesures de la DBO₅ dans les eaux des carneaux, par exemple). Suite au travail d'expertise qui est actuellement menée sous le contrôle de l'IRD, il serait souhaitable de réviser ces procédures en les complétant et en ne conservant que les paramètres les plus pertinents pour évaluer l'incidence des lancements d'Ariane V sur l'environnement.