



HAL
open science

Influence de l'occupation du sol sur la qualité des eaux en bassin versant sableux landais

Stéphanie Harrault

► **To cite this version:**

Stéphanie Harrault. Influence de l'occupation du sol sur la qualité des eaux en bassin versant sableux landais. Sciences de l'environnement. 1996. hal-03805812

HAL Id: hal-03805812

<https://hal.inrae.fr/hal-03805812>

Submitted on 7 Oct 2022

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

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

96/0312

UNIVERSITE BORDEAUX III

DESS Ingénierie de l'Eau
Mesures et Méthodes

Rapport de stage effectué
au CEMAGREF,
division Qualité des Eaux
CESTAS, 1^{er} avril - 30 septembre 1996

INFLUENCE DE L'OCCUPATION DU SOL SUR LA QUALITÉ DES EAUX EN BASSIN VERSANT SABLEUX LANDAIS

Auteur : Stéphanie HARRAULT

Responsables de stage :

Henri BEUFFE, Chargé de recherche, Hydrobiologiste.
François DELMAS, Ingénieur d'Agronomie, Chef de Division

Qu'ils soient remerciés

Je tiens à remercier François DELMAS, chef de la Division Qualité des Eaux pour m'avoir accueillie au CEMAGREF, ainsi qu'Henri BEUFFE, pour son encadrement pendant ces six mois.

Que toutes les personnes ayant coopéré à ce travail soient ici remerciées :

- Séverine ROI, Françoise VERNIER, Ramon LAPLANA et Daniel UNY de la Division ADER (Agriculture et Dynamique de l'Espace Rural),
- Mr GAILLARD de la DIREN de Bordeaux,
- Mr PINHEIRO de l'IMFT (Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse),
- Mr Alain DUTARTRE et Mr Christophe LAPLACE de la Division Qualité des Eaux, ainsi que tout le personnel de la Division Qualité des Eaux pour sa disponibilité.

Enfin merci à tous pour la bonne ambiance qui a régné ici pendant ces six mois.

1. Introduction

1.1. Cadre de l'étude

Vaste triangle de sable à façade océanique, de plus d'un million d'hectares, Les Landes de Gascogne constituent aujourd'hui le plus grand massif forestier d'Europe occidentale, dont la ressource en eau est particulière et caractéristique :

- des eaux superficielles s'écoulant d'Est en Ouest, par un réseau peu ramifié ménageant des interfluves mal drainés,
- une nappe d'eau souterraine toujours proche de la surface et s'étendant sur tout cet ensemble géographique.
- des milieux récepteurs en majorité constitués par des étangs littoraux et le Bassin d'Arcachon,

Le défrichement dans les Landes de Gascogne au profit d'une mise en valeur agricole a fait naître des inquiétudes vis à vis de ses conséquences sur l'environnement et sur sa gestion durable.

En effet, après un premier changement radical de l'image des Landes de Gascogne au XIXème siècle, par leur assainissement et leur boisement, une nouvelle mutation s'est produite dans les années 50, avec le développement de la culture du maïs.

Depuis cette époque, les superficies défrichées n'ont cessé d'augmenter et bien vite sont apparus des signes de dysfonctionnement des milieux, révélateurs de risques majeurs pour cette région aux caractéristiques bien particulières :

- érosion éolienne,
- érosion torrentielle,
- pollution des nappes aquifères, dont certaines ont vocation à produire de l'eau potable,
- enrichissement des eaux superficielles et ses conséquences sur l'eutrophisation accélérée des lacs et étangs,
- comblement de ces mêmes écosystèmes, modification des équilibres écologiques avec la disparition d'un patrimoine faunistique et floristique,
- transformation du paysage perçu depuis les axes principaux.

Si à l'échelle nationale, les pollutions ponctuelles ont été combattues efficacement ces dix dernières années, il n'existe pas encore de solution totalement adaptée pour lutter contre les pollutions diffuses, car les risques encourus par la ressource en eau sont très dépendants du climat, de la nature du sol, des pratiques agricoles présentes sur les bassins versants.

Ainsi pour apporter des éléments de gestion plus pertinents, il nous est apparu nécessaire de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème sableux landais par rapport à ses occupations majeures, la sylviculture et la maïsciculture.

Le sujet de ce stage objet du présent rapport s'inscrit dans le cadre d'une étude menée conjointement par les divisions Qualité des Eaux (QE) et Agriculture et Dynamique de l'Espace Rural (ADER) du Cemagref, groupement de Bordeaux.

Cette étude, destinée à mieux comprendre les phénomènes hydrologiques et les processus globaux de formation des flux d'azote et de phosphore à partir des bassins versants, est soutenue par deux programmes de recherche :

- Ecosystème Forestier animé par le GIP ECOFOR et en relation avec l'INRA,
- Ecosystème Sableux Landais, financé par le contrat de plan Etat Région 94-98.

Si le premier programme concerne plus particulièrement le fonctionnement et la gestion raisonnée (durable) de l'écosystème forestier landais, le deuxième étudie surtout l'impact de l'agriculture intensive (dont la maïsciculture) sur les pollutions diffuses et la qualité des eaux superficielles dans un contexte de bassin versant mixte agricole et forestier.

C'est ce dernier volet que nous avons privilégié dans le cadre de ce stage, les résultats obtenus dans l'étude d'un bassin versant strictement forestier (programme ECOFOR) pouvant être considérés comme niveau bas de référence en terme de flux nutritifs.

1.2. Objectifs et démarche générale

En ce qui concerne le Cemagref, les objectifs généraux de ces deux programmes peuvent se décliner de la manière suivante :

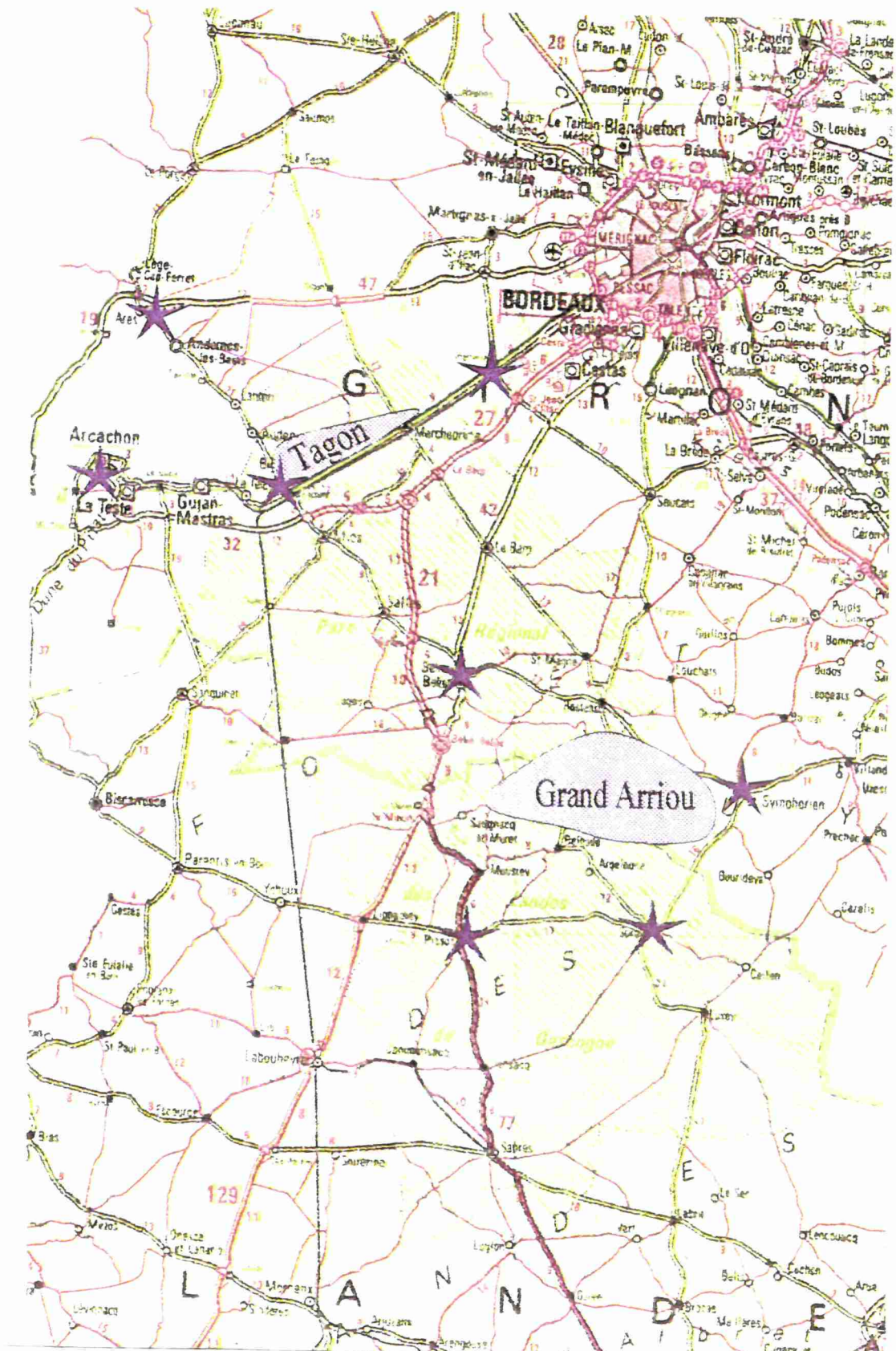
- Synthèse statistique du jeu de données disponibles sur différents bassins versants (pluviométrie, débits, concentrations en éléments nutritifs) afin d'orienter le choix des bassins versants expérimentaux.

- Calage de modèles hydrologiques-nitrates existants et couplage avec le SIG Arc Info capable de mettre en relation la distribution géographique des pratiques culturales et l'occupation du sol et l'analyse des facteurs découlant du milieu physique, dont le fonctionnement hydrologique particulier des milieux concernés à l'échelle du bassin versant.

- Estimation quantitative du flux d'azote et de phosphore par le biais d'un suivi hydrologique resserré sur plusieurs années des bassins versants expérimentaux.

- Validation des modules et études dans une démarche intégrée, à partir de la synthèse de ces approches, et passage au domaine de la prévision et de la simulation pour la réalisation d'un outil d'aide à la gestion durable.

Carte 1:localisation d'ensemble



Légende



bassin versant



station météorologique

échelle: 1/500000

source:Blay Foldex

2. Description des territoires et des milieux

2.1. Choix, localisation et définition de sites étudiés

☞ *Choix*

Le bassin versant forestier et le bassin versant mixte (agricole et forestier) ont été choisis après analyse des données existantes sur la zone d'étude et des visites de terrain, en association avec les équipes de l'I.N.R.A.

Le bassin versant du Tagon répondait le mieux aux critères recherchés : bassin versant forestier faiblement urbanisé, présentant des peuplements de pins d'âges divers (pratiques forestières dynamiques), avec des zones de landes sèches et de landes mésophiles.

Des analyses de contrôle de la qualité de l'eau devaient rapidement montrer que les eaux de ce bassin étaient faiblement minéralisées et peu tamponnées, témoignant de l'absence de pollution diffuse sur cette zone.

Le bassin versant du Grand Arriou a été choisi du fait de sa faible urbanisation, de la présence d'une zone d'agriculture intensive en amont (culture du maïs) et de tronçons forestiers en aval de ces zones, permettant d'étudier la capacité d'autoépuration du milieu. D'autre part, il comprend des plans d'eau, dont la capacité d'autoépuration semblait intéressante à aborder.

Enfin une station de la DIREN, placée à Biganon assure le suivi hydrologique (mesures de débit) de l'ensemble du bassin versant depuis presque trente ans.

Il convient enfin de signaler que ces deux bassins versants présentent l'avantage d'être proches des centres du Cemagref et de l'INRA.

☞ *Localisation des sites*

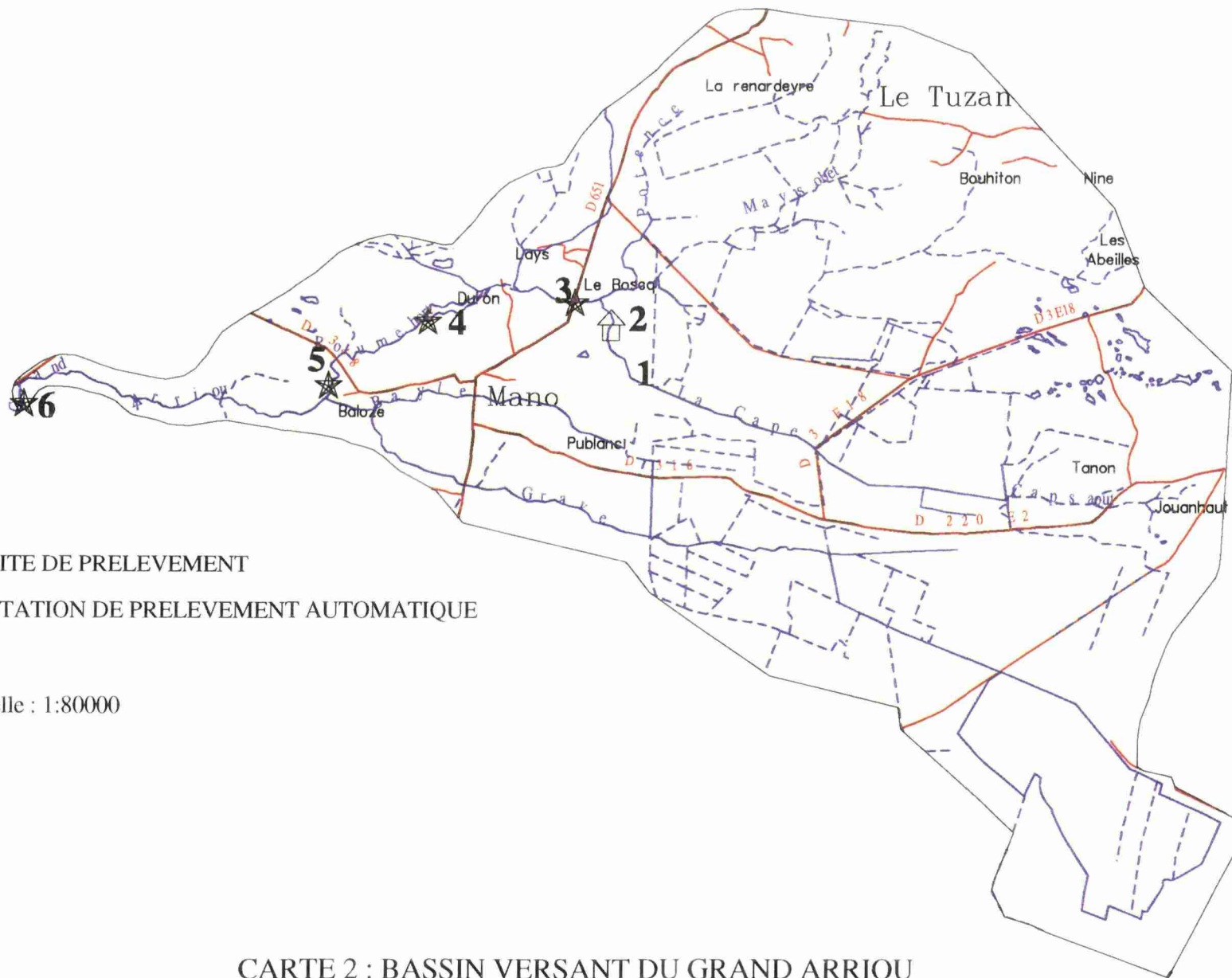
La carte 1 présente la localisation d'ensemble des zones étudiées.

Les deux bassins sont éloignés de 50 km environ, approximativement selon un axe Nord-Sud. D'une superficie de 2460 ha, le bassin versant du Tagon est situé dans la partie Est du Bassin d'Arcachon, dans le département de la Gironde (33), sur les communes de Biganos et Marcheprime. Le bassin du Grand Arriou, d'une superficie de 8860 ha est un sous bassin versant de la petite Leyre, situé à la fois sur le département de la Gironde et des Landes (40), sur les communes de Biganon (Moustey), Le Tuzan, Saint Symphorien et Sore.

Les deux bassins aboutissent au Bassin d'Arcachon, directement pour le ruisseau du Tagon, par l'intermédiaire de la Leyre pour le Grand Arriou.

☞ *Définition de ces espaces et des sous bassins*










Les contours des bassins versants (cartes 2 et 3) ont été définis tout d'abord manuellement à partir des cartes IGN (1992) au 1/25000. Cette étape est imprécise, en raison de la topographie très plane des Landes, et des fréquentes modifications par l'homme du réseau de drainage.

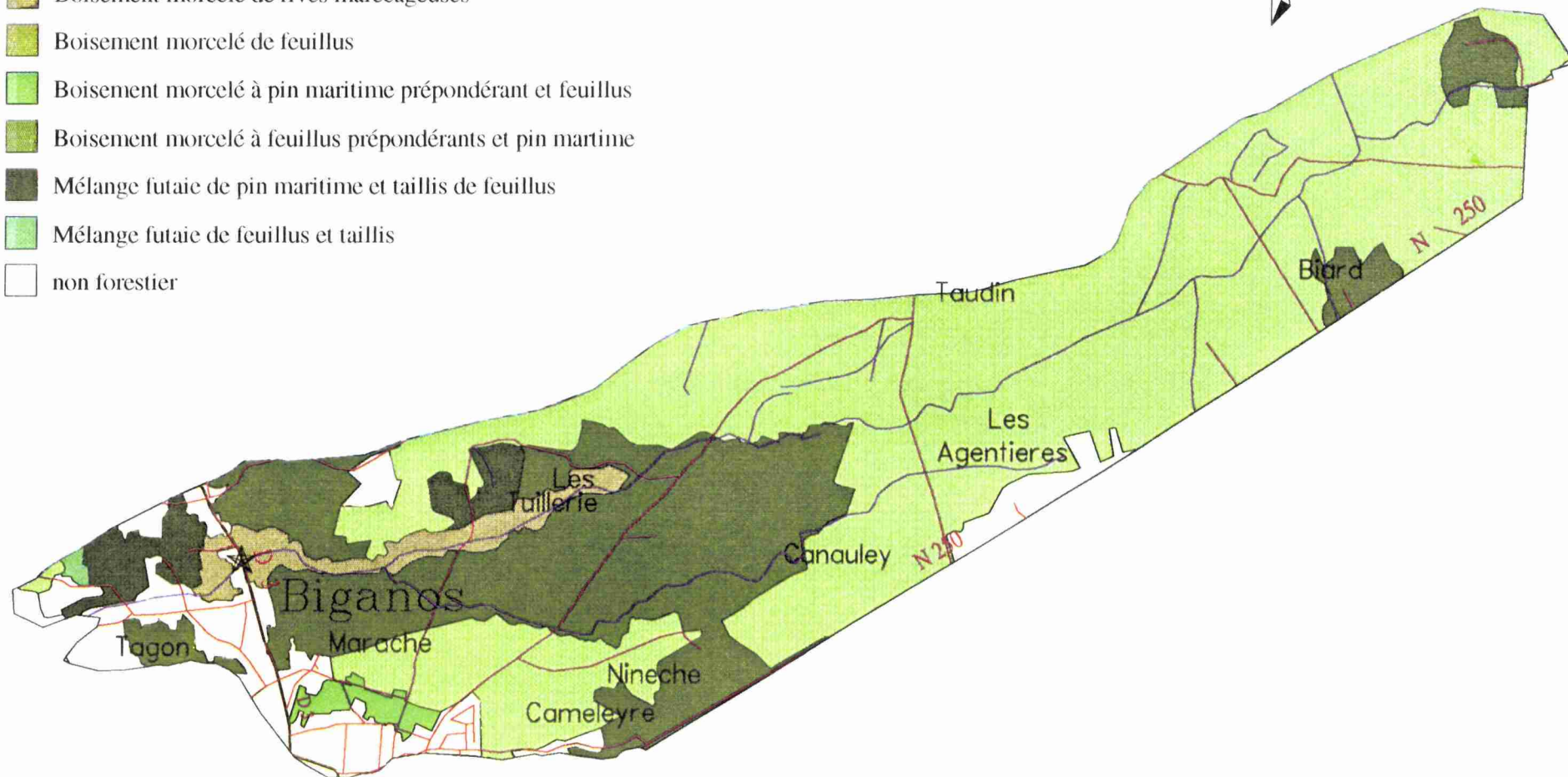


- ★ SITE DE PRELEVEMENT
- ⌆ STATION DE PRELEVEMENT AUTOMATIQUE

Echelle : 1:80000

CARTE 2 : BASSIN VERSANT DU GRAND ARRIOU
RESEAU HYDROGRAPHIQUE

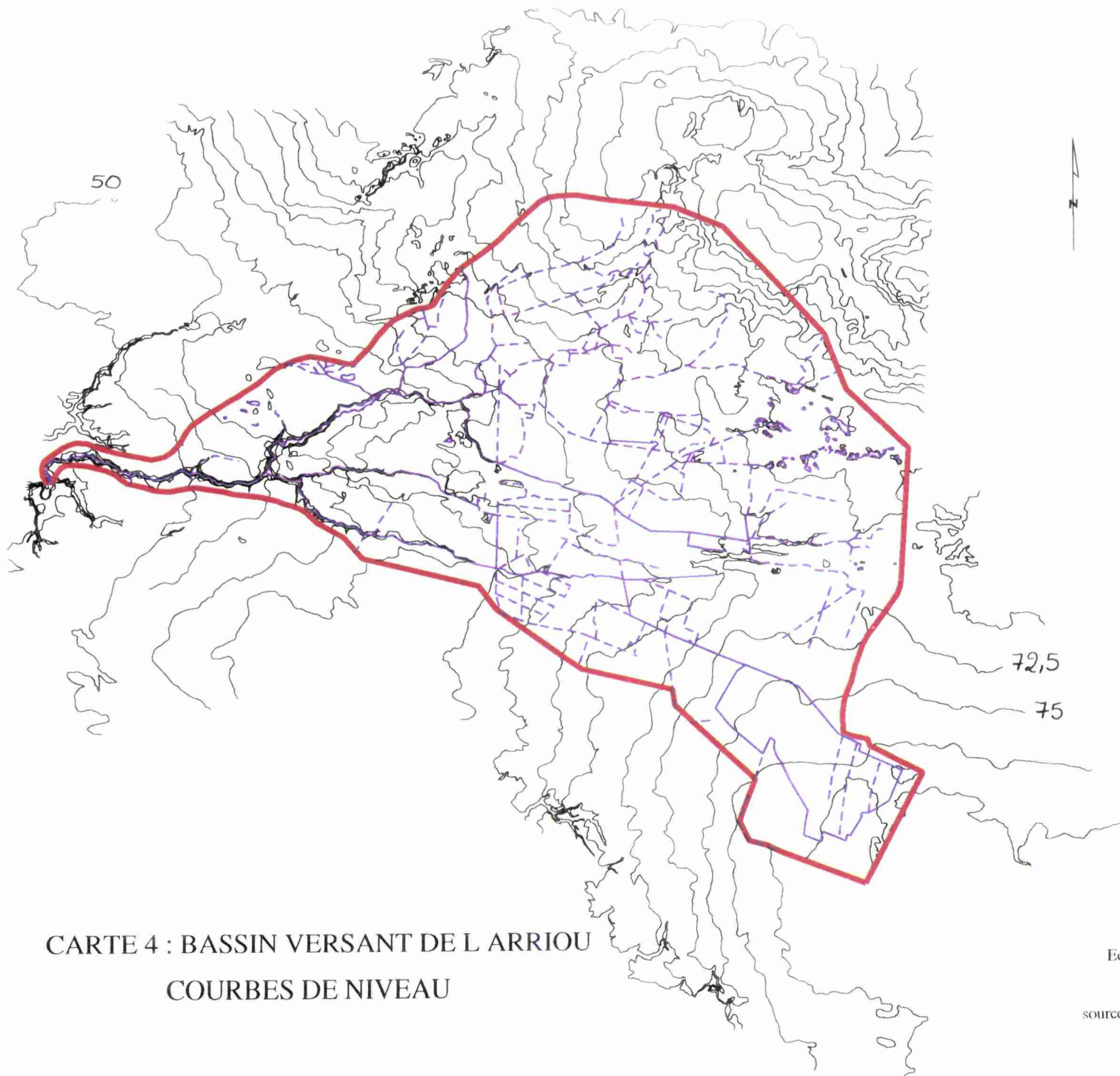
-  Futaie de pin maritime pur
-  Boisement morcelé à pin maritime pur
-  Boisement morcelé de rives marécageuses
-  Boisement morcelé de feuillus
-  Boisement morcelé à pin maritime prépondérant et feuillus
-  Boisement morcelé à feuillus prépondérants et pin maritime
-  Mélange futaie de pin maritime et taillis de feuillus
-  Mélange futaie de feuillus et taillis
-  non forestier



Echelle : 1:80000

CARTE 3 : BASSIN VERSANT DU TAGON
OCCUPATION DU SOL

source : CEMAGREF/INRA/IFN/1996



CARTE 4 : BASSIN VERSANT DE L ARRIOU
COURBES DE NIVEAU

Echelle : 1:100 000

source : CEMAGREF/ADER/1996

Plusieurs reconnaissances sur le terrain, et les enquêtes auprès des agriculteurs ont permis d'une part de réactualiser le réseau hydrographique sur les cartes, et d'autre part, d'observer le sens d'écoulement des fossés et la microtopographie afin de dessiner les limites précises des bassins.

Ces contours ont été digitalisés sous SIG (ArcInfo) afin d'être facilement exploitables, et sont mis en relation avec le réseau hydrographique, les routes, les villages et les courbes de niveau (carte 4) dans une première étape. Certaines données sont issues de la base Landes du Cemagref.

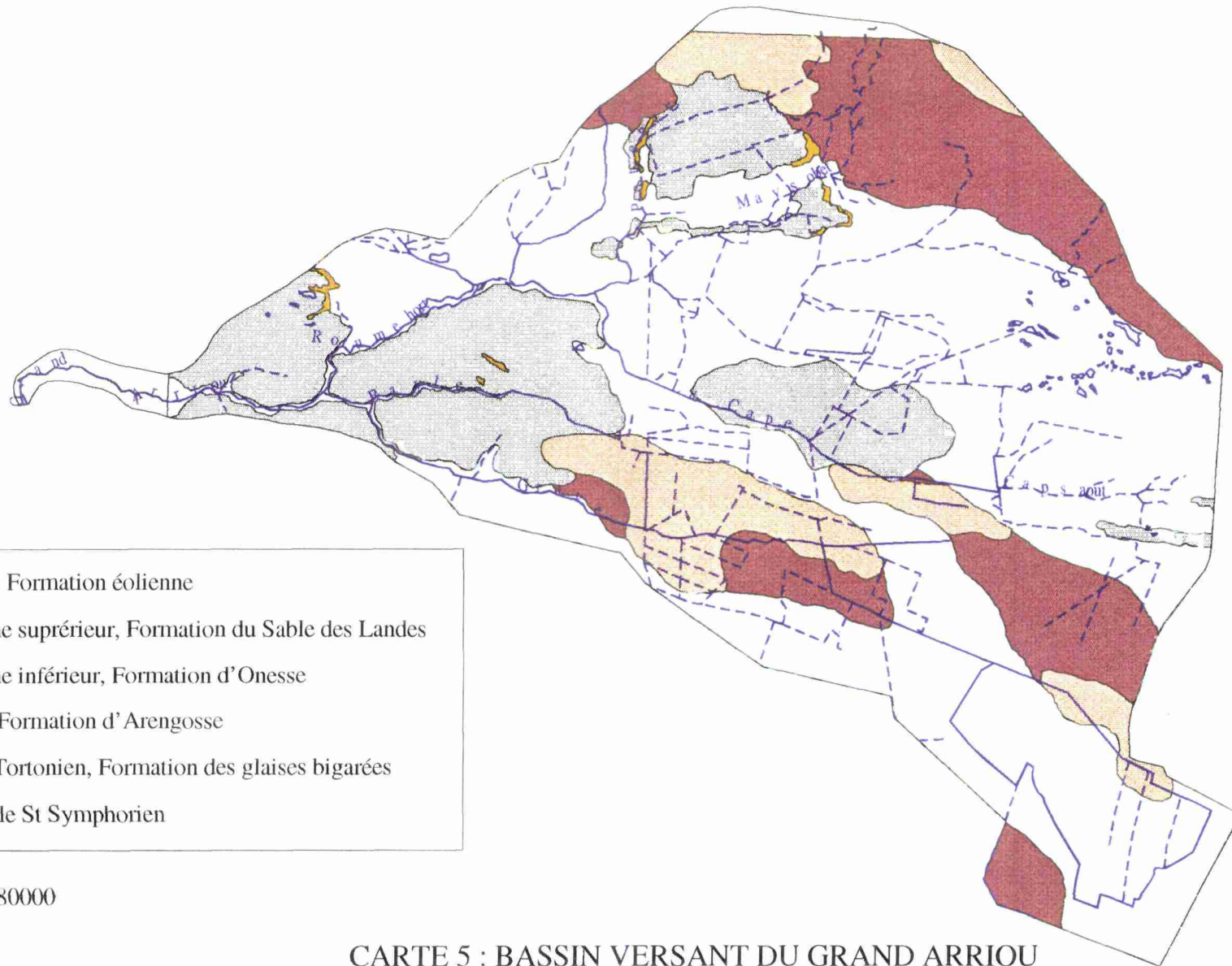
Persistent quelques incertitudes sur ce tracé, notamment dans la zone nord du bassin, où il serait plus étendu.







La zonation en sous-bassins versants est en cours de réalisation.

Il s'agit de sous-unités de drainage du bassin, comprenant un réseau hydrographique propre, affluent du cours d'eau principal. Ils sont essentiellement fonction de la topographie.

Pour les besoins de cette étude, seul le bassin du Grand Arriou sera découpé en sous-bassins versants. L'occupation du sol alternant entre culture de maïs et forêt, des tronçons ont été définis sur le cours d'eau (carte 2), certains drainant des zones agricoles et d'autres des parcelles agricoles. Ces petites unités de drainage sont les sous-bassins versants, l'intérêt de les définir précisément étant de connaître les apports relatifs à chaque activité. Ils n'ont pas été définis sur le Tagon du fait de son homogénéité.

Enfin la définition de ces sous-bassins est la première étape de la modélisation des flux hydriques et des flux de nutriments pour le modèle POLA.



-  Holocene, Formation éolienne
-  Pleistocene supérieur, Formation du Sable des Landes
-  Pleistocene inférieur, Formation d'Onesse
-  Pliocene, Formation d'Arengosse
-  Miocene Tortonien, Formation des glaises bigarées
-  Hors feuille St Symphorien

Echelle : 1:80000

CARTE 5 : BASSIN VERSANT DU GRAND ARRIOU
GEOLOGIE

source : BRGM/CEMAGREF/1996

2-2 Les différentes composantes de ces écosystèmes

2-2-1 Géologie et hydrogéologie

(Carte 5 et annexe 1)

La géologie des bassins versants étudiés a été décrite grâce aux cartes géologiques de la France au 1/50000, éditées par le B.R.G.M., (carte de St Symphorien pour le bassin du Grand Arriou et d'Audenge pour le Tagon).

Pour les besoins de cette étude, seule la géologie de surface sera décrite.

Il s'agit de la superposition du sable des Landes sur des alluvions anciennes, marines et continentales, formant un empilement de couches sédimentaires planes qui constituent un vaste plateau incliné vers l'océan.

Les dépôts marins, datant du début du miocène, constituent le substratum calcaire dont le toit est situé en moyenne entre 40 et 50 m de la surface.

Ces dépôts sont caractéristiques d'une mer ouverte épicontinentale. Celle-ci se retire définitivement après cet épisode, les dépôts supérieurs ont donc une *origine continentale*.

Les plus anciens affleurant en surface sont les sables fauves, composés de sables plus ou moins argileux rubéfiés, qui forment la partie basale du complexe détritique de comblement du bassin Landais.

Ils apparaissent à St Symphorien, en limite Est du bassin versant. On peut supposer l'existence d'une légère déformation anticlinale en ce lieu, telle celle représentée à Cazalis sur la coupe géologique (cette zone est située à proximité d'un accident majeur profond).

Enfin une formation de glaise bigarrée et lignite d'Arjuzanx marque la fin du miocène. Il s'agit d'argiles ocres à brunes, évoquant un faciès de plaine d'inondation (surface tourmentée), qui affleure dans la partie Sud du bassin versant du Grand Arriou.

Ce faciès n'existe pas dans le sous sol du bassin du Tagon.

De même, la sédimentation pliocène sablo-graveleuse qui surmonte les couches précédentes présente des variations entre les deux zones.

A Mano, trois faciès coexistent : sablo-graveleux en surface, laissant place à une passée argileuse, puis à des sables grossiers et des graviers en profondeur. A Biganos, les passées d'argile grise sont très rares.

La sédimentation pliocène est caractéristique car les dépôts ont subi un phénomène de pédogenèse latéritique (rubéfaction, cuirassements ferrugineux, kaolinisation des argiles), donnant naissance à des faciès nouveaux altérés.

Le comblement du bassin s'achève au Quaternaire, tout d'abord par des sables et graviers qui composent la formation d'Onesse (pléistocène inférieur). Puis jusqu'au Pléistocène supérieur le Sable des Landes (s.l.), se met en place constituant les dépôts détritiques superficiels. Deux épisodes se distinguent par l'origine des sables, des dépôts d'origine fluviatile tout d'abord (formation de Castet-Argelouse), puis des niveaux supérieurs où s'exercent des influences éoliennes (sable des Landes s.s.).

Notons que deux importants niveaux argileux occupent le dessus des sables d'Onesse et des sables de Castet, dans le sous sol du bassin de l'Arriou, tandis qu'ils sont absents du profil souterrain du bassin du Tagon.

Il convient de souligner que les sables grossiers représentent la partie la plus importante de la fraction granulométrique avec une moyenne d'environ 85 % (Chossat-Collas 1982).

Enfin des édifices dunaires, les Dya, datant de l'Holocène, témoignent du modelage récent de la surface sableuse par le vent. Le bassin versant du Grand Arriou en comporte quelques unes.

Ces formations fluviales et éoliennes du Quaternaire sont les seules formations affleurantes sur le bassin versant du Tagon, et sont majoritaires sur celui du Grand Arriou.

L'absence d'affleurement antéquatéraux sur le bassin du Tagon peut s'expliquer soit par une épaisseur de sables supérieure, soit par une déformation du socle moins marquée, soit par des paléoreliefs plus discrets.

L'hydrogéologie de ces bassins consiste en un empilement de nappes aquifères, séparées par des niveaux argileux. Ces nappes sont traitées comme des entités séparées. Néanmoins, elles peuvent être en communication à l'occasion de lacunes de l'imperméable.

On distingue des aquifères profonds d'un aquifère superficiel.

L'aquifère le plus profond se situe dans les formations du *Crétacé supérieur et de l'Eocène inférieur* (faciès carbonaté dolomitique). Ses eaux bicarbonatées calciques et sodiques (à faible taux de minéralisation) constituent un complexe hydraulique important et sont exploitées à Biganos notamment. Cet aquifère n'est pas mentionné dans la région de St Symphorien.

L'Eocène moyen à Oligocène (faciès calcaire) est sollicité pour les besoins en eau des deux régions. Ses caractéristiques hydrodynamiques sont médiocres, mais sa qualité physico-chimique est bonne, dans la région de St Symphorien. A Audenge, on signale que peu d'imperméables séparent cet aquifère des terrains miocènes, n'opposant aucun filtre à la pollution issue des niveaux supérieurs.

La nappe du Miocène, intéressant calcaires coquilliers et grès, n'est individualisée que dans la région de St Symphorien. Les caractéristiques hydrodynamiques de cet aquifère sont variables, et la qualité de l'eau médiocre, car souvent chargée en oxydes de fer. Elle est utilisée pour l'irrigation du maïs.

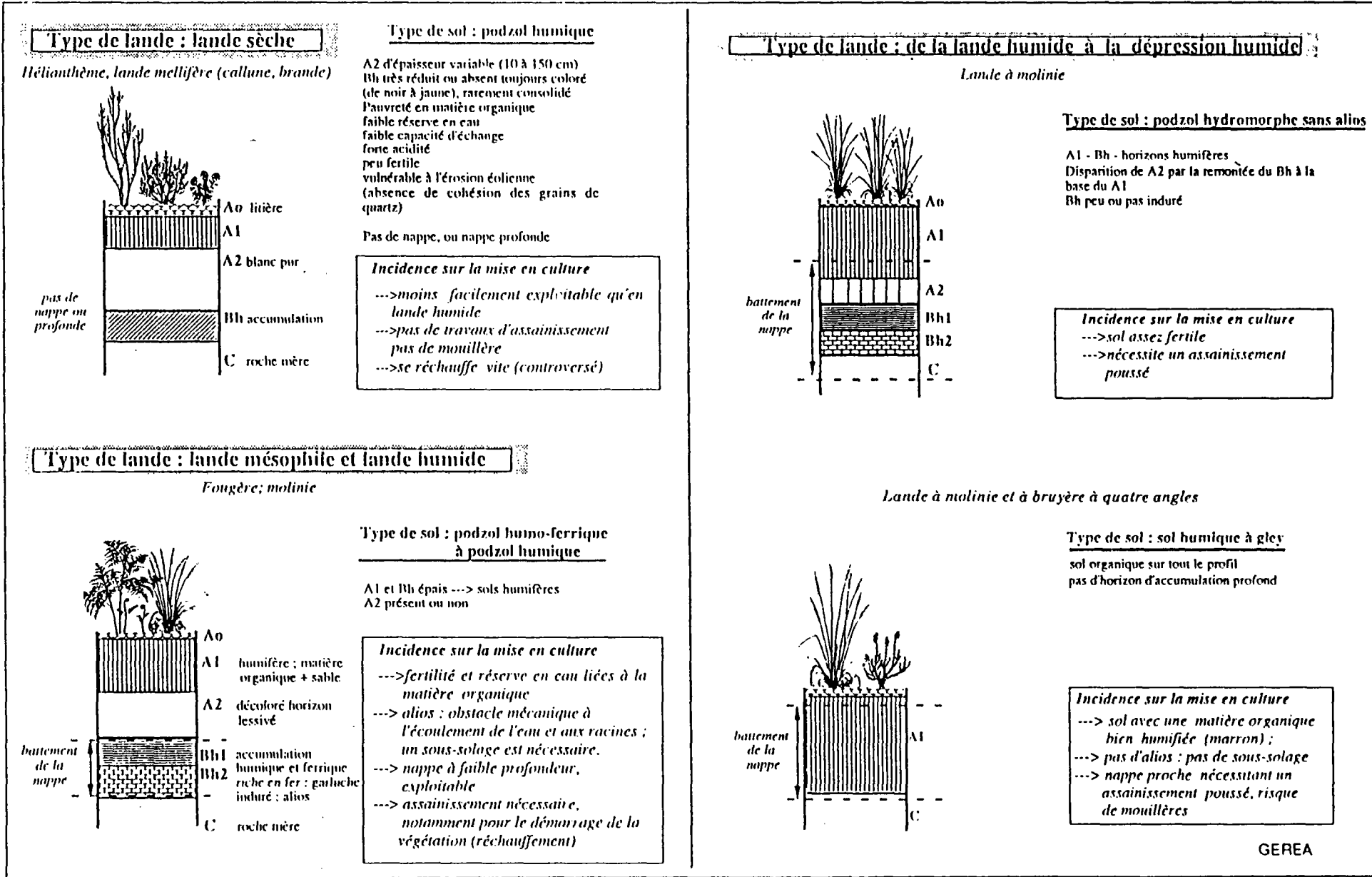
Cette nappe semble souvent en contact avec l'aquifère sus-jacent, seules des passées de molasse argileuse faisant la séparation.

La nappe Mio-Plio-Quaternaire, reflet de la structure géologique, est nettement différente entre les deux bassins versants.

Aquifère de nature sablo-graveleuse sur le bassin versant du Grand Arriou, il est constitué des Sables fauves, d'Arengosse et d'Onesse, coiffés d'un niveau argileux au sommet. La teneur en fer de cette eau est relativement faible (1 mg/l).

Cet aquifère est encore plus stratifié sur le bassin du Tagon, puisqu'il s'étend des calcaires du Miocène, jusqu'à la surface, ceci du fait de l'absence de couche argileuse significative parmi ces strates. Ce complexe aquifère est très important par

Figure 1. Principaux types de sols et incidences sur la mise en culture (GEREA, 1990).



sa capacité d'emmagasinement, mais aussi par ses possibilités d'infiltration depuis la surface, avec tous les risques que cela comporte. On note d'ailleurs une présence de fer importante parfois (3 mg/l environ).

Elle constitue la nappe supérieure de ce bassin versant.

Dans la région de St Symphorien, *la nappe superficielle* est composée uniquement des formations de Castet-Argelouse et du Sable des Landes, ainsi que les sables dunaires ou Dya.

La qualité des eaux est très médiocre, car fortement chargées en fer, d'où son utilisation limitée à l'arrosage.

Dans les deux cas, le niveau piézométrique de la nappe superficielle est proche de la surface, voire très proche sur le bassin du Tagon, mais plus irrégulier sur l'Arriou.

En effet la piézométrie est directement en liaison avec la topographie, l'alimentation par la pluie et le drainage par le réseau hydrographique (et le réseau artificiel). Sur le bassin du Grand Arriou, la topographie plus variable et la densité de drainage forte, associée à un enfoncement du réseau hydrographique, peuvent expliquer ces variations.

La nappe est battante, elle suit un rythme saisonnier, dont les moteurs principaux sont la pluviométrie, l'irrigation (dans une moindre mesure et très localement), et l'évapotranspiration. Le temps de réponse de la pluie est instantané, et à l'inverse l'absence d'apport en eau amorce la baisse de la nappe.

L'évapotranspiration intervient l'été, lorsque la nappe n'est pas trop profonde (les remontées capillaires s'exercent jusqu'à 1.2 m de profondeur), et le niveau s'abaisse pendant les périodes d'activité végétale.

2-2-2 Pédologie

Il faut signaler qu'aucune carte pédologique actuelle des secteurs étudiés n'est disponible. La seule référence précise étant une carte pédologique de l'Est du bassin versant du Grand Arriou, réalisée en 1962 par la Compagnie d'Aménagement des Landes de Gascogne.

Des analyses de sol des parcelles cultivées réalisées en novembre 1995, apportent aussi quelques précisions (annexe 2).

Les différents sols rencontrés (figure 1)

L'ensemble du domaine landais est recouvert par un manteau de sable dont les capacités de drainage, la pluviométrie élevée du climat Atlantique, la végétation acidifiante et la présence d'une nappe phréatique à faible profondeur ont abouti à la formation de podzols, sols podzoliques et sols humiques.

Ce sont des sols à humus brut, dont le profil type présente trois horizons :

- une couche d'humus assez épaisse «A1», formée à partir d'une végétation acidophile
- un horizon intermédiaire «A2», où se produit un fort lessivage qui peut décolorer le sol sur 1 à 1.5 m de profondeur,
- enfin un horizon d'accumulation humo-ferrugineux «B», généralement induré, nommé alios.

Ces sols passent localement à des types hydromorphes dans les zones les plus humides, où la nappe est proche du sol. On distingue donc sols de lande sèche et de lande humide.

L'alios

Il se présente sous la forme d'un grès tendre, constitué de sable et de composés humo-ferriques, plus ou moins indurés. La présence de la nappe phréatique dans le sol semble avoir déterminé leur formation, en des temps plus anciens. Quant à sa présence dans les sols de lande sèche, on l'explique comme liée au front d'humectation du sable par les pluies.

Enfin les sols humiques à gley ne présentent pas d'horizon d'accumulation en profondeur, car la nappe est en permanence très proche de la surface.

Il se forme dans la zone de battement moyen de la nappe où le fer, à l'état ferreux, et les acides humiques et fulviques transportés par les eaux acides de la nappe vont précipiter dans cette zone plus oxygénée.

Sa consolidation paraît d'autant meilleure que la succession des cycles humectation-dessiccation est rapide, car cela favoriserait la polymérisation des acides fulviques et humiques.

Sa présence peut parfois être un obstacle à l'écoulement des eaux, et provoque alors des accumulations, ou lagunes d'extension, plus ou moins importantes. Ce processus peut expliquer la présence de telles lagunes (de tailles réduites), dans la partie haute du bassin versant du Grand Arriou.

Propriétés de ces sols

Leur composition granulométrique en fait des sols sableux, pauvres en argile et en limon, (2 à 3 %), qualifiés aussi d'humifères, en liaison avec un horizon A1 développé.

Leur teneur en matière organique a deux maxima, l'un en A1 et le second en B. Néanmoins c'est la matière organique humifiée qui est prépondérante vis à vis des qualités nutritives du sol. Or le rapport C/N est élevé (20 à 40), témoignant d'une mauvaise dégradation de la matière organique.

Le taux d'humification croît cependant avec l'hydromorphie du profil pédologique, la molinie de lande humide étant plus facilement dégradable que la bruyère de lande sèche. La matière organique est aussi le support de la réserve hydrique du sol.

Dans les sols labourés, le niveau de richesse en matière organique est faible, ce qui est normal en sol sableux travaillé.

Le pH est typiquement très acide (pH : 4 à 5.5 en A1), dans les conditions naturelles. Sur les sols cultivés du bassin du Grand Arriou, ils sont légèrement supérieurs (entre 6 et 6.4, mais localement 4.5), grâce à la pratique du chaulage. Cette acidité explique aussi l'accumulation de matière organique en surface.

Elle est liée d'une part à la végétation acidophile qui recouvre le sol (bruyère, ajonc, callune, pin, fougère), et d'autre part à leur faible teneur en bases.

Traduisant le pouvoir de fixation du sol vis à vis des éléments nutritifs, la C.E.C. (Capacité d'Echange Cationique) mesurée traduit un pouvoir alimentaire faible de ces terrains, associé à des risques de lessivage des éléments nutritifs.

D'ailleurs les analyses (annexe 2) indiquent de faibles teneurs en bases (magnésium et calcium et potassium), ainsi qu'en oligo-éléments (manganèse et bore).

Cette faible C.E.C. est à relier avec le type de matière organique et d'argile de ces sols.

Traduisant le pouvoir de fixation du sol vis à vis des éléments nutritifs, la C.E.C. (Capacité d'Echange Cationique) mesurée traduit un pouvoir alimentaire faible de ces terrains, associé à des risques de lessivage des éléments nutritifs. D'ailleurs les analyses (annexe 2) indiquent de faibles teneurs en bases (magnésium et calcium et potassium), ainsi qu'en oligo-éléments (manganèse et bore). Cette faible C.E.C. est à relier avec le type de matière organique et d'argile de ces sols.

Conclusion

C'est la matière organique qui semble être le facteur limitant de la fertilité et de la réserve en eau de des sols landais.

Outre les pratiques pouvant porter atteinte aux stocks de matière organique (travail du sol essentiellement, leur vulnérabilité est liée aux risques :

- d'érosion du fait de la faible cohésion des sables,
- de lessivage car ces sols sont très filtrants.

Ces risques sont accrus pendant l'hiver, en particulier sur les terres cultivées, le sol étant à nu pendant cette saison.

Les nappes souterraines sont donc soumises aux risques de pollutions issues de la surface. Voici un récapitulatif des différences existant entre les deux bassins versants, d'un point de vue hydrogéologique :

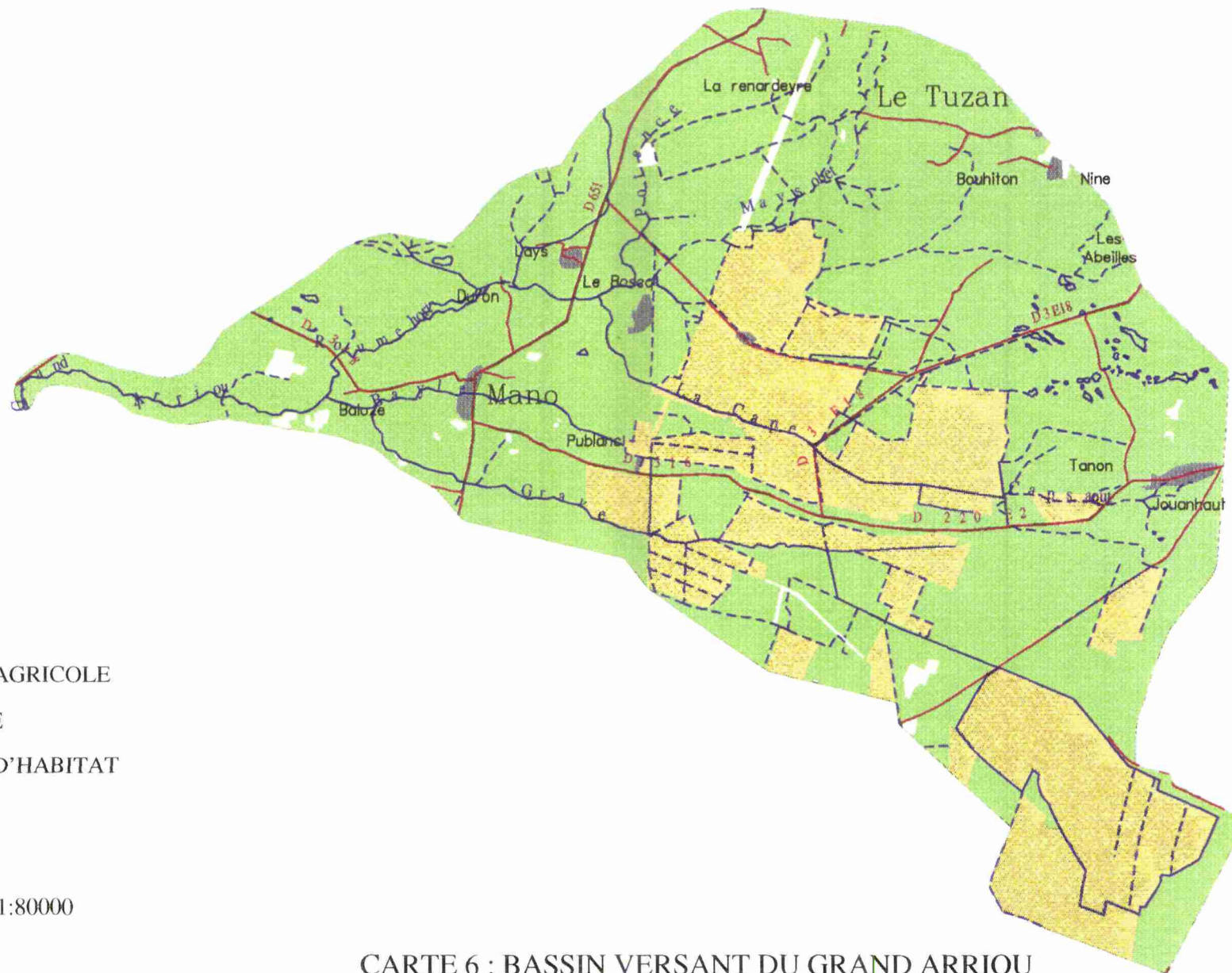
ARRIOU	TAGON
Fin quaternaire Nappe superficielle de qualité médiocre, riche en fer niveau argileux	Un seul aquifère, depuis le miocène jusqu'à la surface
Mio-Plio-Quaternaire Aquifère sablo-graveleux, teneur en fer relativement faible couche de glaise	
Miocène Eau de qualité médiocre, riche en fer	Eau de qualité médiocre, riche en fer
Eocène moyen-Oligocène Aquifère dont l'eau est de bonne qualité	Peu d'imperméables le séparent du Miocène, risques de pollution
	Crétacé-Eocène Important complexe hydraulique de nature calcaire

Au total, les aquifères du Grand Arriou sont isolés les uns des autres, par des passées argileuses plus ou moins continues, qui peuvent limiter les infiltrations vers les nappes profondes et par là les risques de pollution.

Sur le bassin du Tagon, seul l'aquifère le plus profond semble relativement protégé.

- FORET
- ZONE AGRICOLE
- LANDE
- ZONE D'HABITAT

Echelle : 1:80000



CARTE 6 : BASSIN VERSANT DU GRAND ARRIOU
OCCUPATION DU SOL

2.3. Occupation du sol

Le bassin versant du Tagon étant uniquement forestier et les études le concernant encore peu avancées, ce chapitre concernera essentiellement le bassin versant du Grand Arriou. Les données présentées dans ce paragraphe sont en partie extraites du rapport de Séverine Roi (1996).

2.3.1. Bref historique de l'occupation du sol sur le bassin du Grand Arriou

Au XIX^{ème} siècle, les Landes ont subi un changement radical : assainissement des terres et boisement. Les nouvelles exploitations étaient de taille réduite, consacrées à la polyculture.

Depuis 40 ans, la région subit de nouvelles mutations, liées à des défrichements en masse, nécessaires au développement de la maïsciculture. Il résulte d'opportunités liées aux grands incendies des années 40, d'une volonté politique de repeupler la Grande Lande et surtout d'une dynamique propre de l'agriculture liée au contexte socio-économique.

Les premières exploitations constituent un réseau de pare-feux cultivés, ayant pour fonction de maintenir les incendies dans des îlots. Cette tentative ayant échoué, se développe une colonisation privée du territoire. En vue de gains de productivité, la nécessité de grandes parcelles s'impose : c'est le début des grands défrichements. Les demandes portaient parfois sur des surfaces de 150 à 200 ha. Ces mutations ont vu la disparition progressive de la polyculture traditionnelle au profit des grosses exploitations. Les derniers défrichements à but maïscicole sur l'Arriou datent de 1990.

2.3.2. Le partage du territoire entre forêt et agriculture

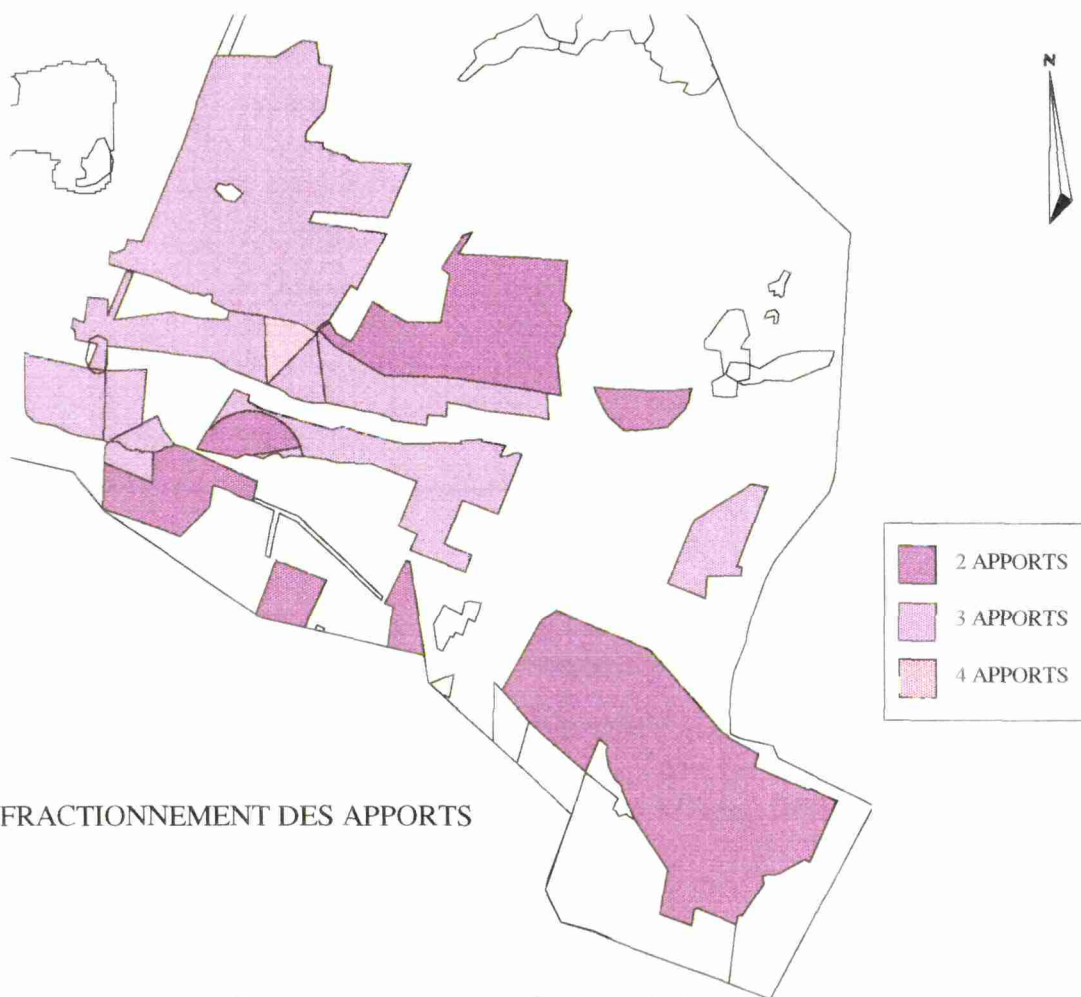
Le bassin du Grand Arriou compte aujourd'hui une surface agricole de 2000 ha, soit 22 % de sa surface environ (carte 6). Cinq exploitations se partagent le territoire, d'une superficie moyenne de 400 ha correspondant à la taille moyenne dans les Landes. Le maïs grain occupe 85 % de la S.A.U. (Surface Agricole Utile), associé aux carottes (2%), au maïs doux (2%), à l'orge (1%), et à la jachère (10%).

La forêt occupe la quasi totalité de la surface restante et le taux de boisement des communes est voisin de 80 %. Le territoire forestier est très morcelé, puisqu'il comptabilise 417 propriétaires au total. La majorité des parcelles font donc moins de 25 ha.

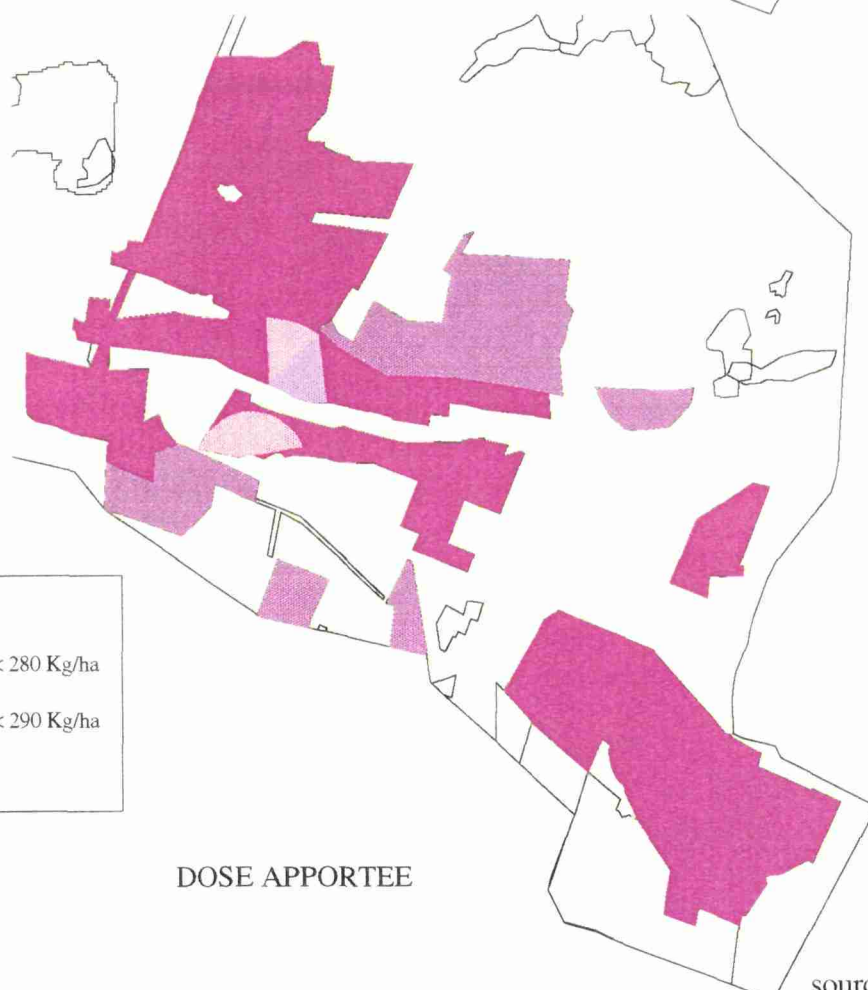
L'espèce dominante est le pin maritime, les bois de feuillus purs se situant généralement en bordure de rivière ou bien couvrant des zones lagunaires.

L'âge des peuplements est souvent élevé, aussi peut-on supposer que d'ici une décennie, de nombreuses parcelles vont subir des coupes rases.

CARTE 7 : LES APPORTS EN AZOTE EN 1996



FRACTIONNEMENT DES APPORTS



DOSE APPOREE

2.3.3. Pratiques agricoles et sylvicoles, et risques de pollutions diffuses

Le niveau de fertilisation agricole dans les Landes est élevé, lié à la pauvreté minérale des sols et aux pH trop faibles pour les cultures.

Sur l'Arriou, 280 à 300 kg d'azote sont apportés par hectare (carte 7), un peu moins pour les autres cultures (de 100 à 250 kg/ha). Les apports en phosphore (carte 8) sont supérieurs à la moyenne nationale (90 kg de P_2O_5 /ha) avec des doses de 125 kg/ha en moyenne.

Tous les agriculteurs fractionnent ces apports en azote (annexe 3), en 2 ou 3 fois pour la culture du maïs-grain, 3 à 4 pour les autres cultures. Echelonné de fin mars à début juillet (dose moindre au début), le premier apport est réalisé au stade 3-4 feuilles, et le second au stade 8-10 feuilles.

L'amendement phosphaté est réalisé en une seule fois, voire deux.

Si les formes d'engrais apportés sont variées (Gros, 1967), les différences concernent essentiellement les vitesses de diffusion dans le sol et leur capacité à être retenues dans le sol.

Etablie par l'Agence de l'Eau, l'Association Générale des Producteurs de Maïs et la Chambre régionale d'Agriculture d'Aquitaine, la grille "Maïs et azote en Aquitaine", permet de calculer la dose juste à appliquer, en fonction du rendement désiré. Elle prend en compte les besoins du maïs en fonction de l'objectif de rendement et la quantité d'azote fournie par le sol, la différence entre les deux constitue la fumure à apporter.

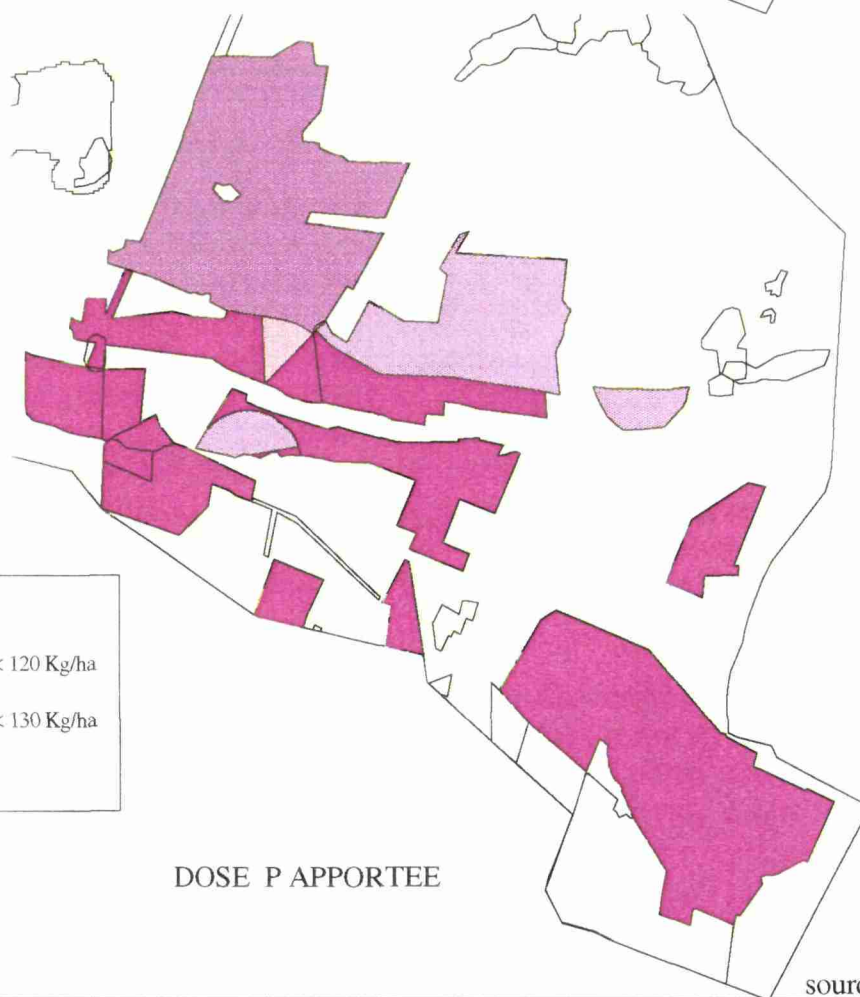
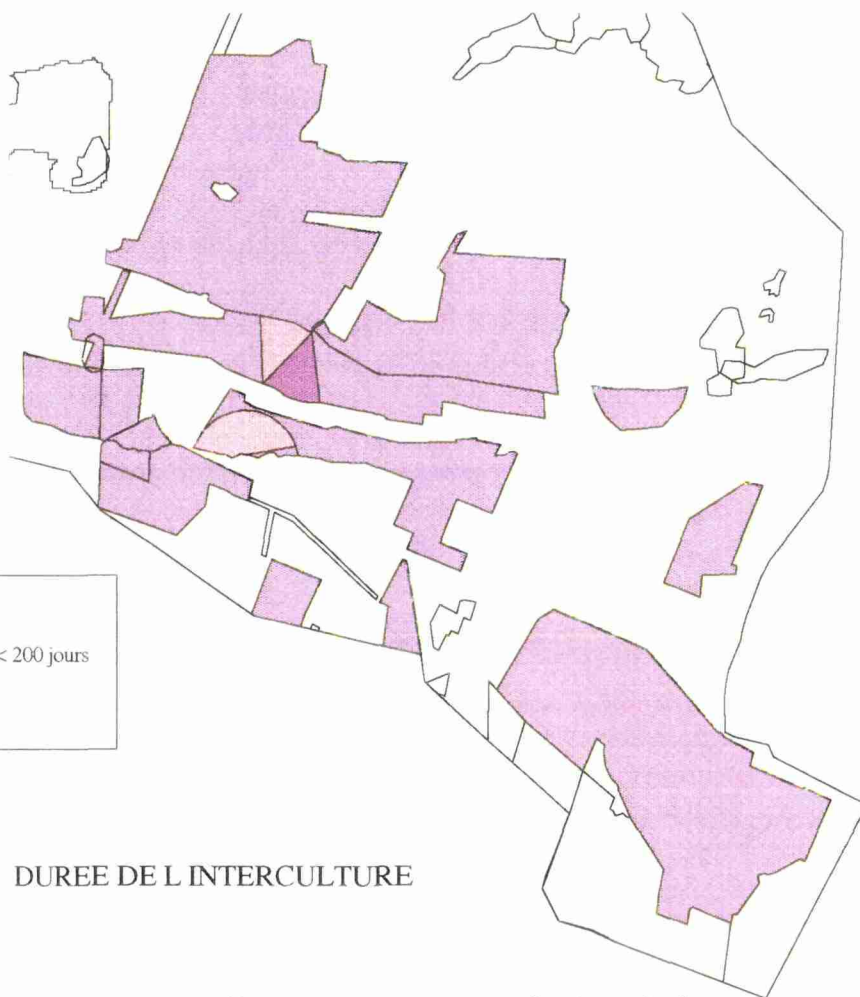
En fait, les agriculteurs de la zone majorent la dose à apporter de 45 kg/ha en moyenne, compte tenu du fait que la méthode de calcul est imprécise à plus ou moins 30 unités d'azote, et pour avoir une marge de "sécurité". Il existe donc des reliquats d'azote dans le sol après la récolte.

Du fait du déficit hydrique que connaît la région l'été et de la faible réserve en eau des sols, *l'irrigation* est également indispensable dans le massif des Landes. Afin d'atteindre des rendements supérieurs à 100 Qx/ha, sur le bassin du Grand Arriou, les apports s'échelonnent de mi-juin à fin août voire mi-septembre. Ils varient entre 400 et 650 mm selon les années climatiques et s'élèvent au total de 4000 à 6500 m³/ha, soit 7 à 11 millions de m³ sur l'ensemble de la zone cultivée.

La majorité de la zone agricole étant située en lande humide, le développement d'un *réseau d'assainissement* a été indispensable à la culture du maïs. La majorité du réseau est constituée par des drains PVC enterrés à 80 cm et espacés de 20 à 40 cm. L'eau collectée dans ces drains est ensuite évacuée par l'intermédiaire de grands fossés collecteurs qui ceinturent généralement les parcelles. Ils sont assez profonds : de 1.20 à 4 m, et régulièrement entretenus (tous les ans voire tous les 3-4 ans), par un curage à la pelle mécanique ayant lieu surtout en hiver.

Enfin l'interculture maïs-maïs est relativement longue, de 190 jours entre 1995 et 1996 par exemple. Or entre deux cultures, le sol est uniquement recouvert par les tiges de maïs broyées après la récolte. Aussi, excepté la présence d'orge sur un îlot de parcelles, il n'y a pas de couverture végétale pendant l'hiver sur la surface agricole étudiée.

CARTE 8 : APPORTS EN PHOSPHORE ET INTERCULTURE 95-96



Pour la sylviculture, la fertilisation se traduit uniquement par des apports de phosphore en quantité limitée (au maximum 80 unités sous forme phosphatée / ha pour toute la vie du peuplement). Les pratiques culturales classiques pratiquées dans le Massif des Landes sont les coupes rases, suivies d'une période de latence de 2 à 4 ans avant de reboiser. C'est cette étape qui s'accompagne d'une fertilisation phosphatée initiale : un premier apport au semis ou à la plantation et un second trois ans après. Dans la plupart des cas, le deuxième apport n'est pas réalisé.

Conclusion

Le milieu landais étudié est doté d'importantes ressources en eau, fragilisées par le caractère filtrant des couches supérieures du sol.

La forte pression polluante que génère ses pratiques intensives apparaît d'ores et déjà comme un risque majeur pour les nappes, le réseau hydrographique, et l'aggravation des problèmes d'eutrophisation des écosystèmes récepteurs (lacs, Bassin d'Arcachon).

3. Climatologie et hydrologie de surface

Les données utilisées pour la température et l'insolation proviennent des stations météo, d'Arcachon pour le bassin du Tagon et de Mont de Marsan pour le second. Les données concernant les vents sont celles de la station de Mérignac. Les données d'Arcachon sont sans doute un peu décalées par rapport à celles existant réellement sur le bassin du Tagon, du fait de l'influence océanique plus marquée.

De même, celles de Mont de Marsan ne reflètent sans doute pas précisément les températures observables sur le bassin de l'Arriou celles-ci étant mesurées à 50 Km. Une nouvelle station de Météo France ayant été mise en service à Sabres début 1995, il sera donc préférable par la suite d'utiliser ces données plutôt que celles de Mont de Marsan.

Les moyennes présentées ont été calculées d'après une chronologie de mesures de 30 ans (1966 à 1995).

3.1. Caractérisation du climat sur les deux bassins versants

Le climat des Landes est océanique, doux et humide en été, doux et pluvieux en hiver.

3.1.1. Les précipitations

Les précipitations des bassins versants de l'Arriou et du Tagon ont pu être étudiées grâce aux données de Météo France. Les postes les plus appropriés sont :

- pour l'Arriou : Belin Beliet, Saint Symphorien, Sore et Pissos,
- pour le Tagon : Biganos, Arcachon et Arès.

La hauteur moyenne de précipitations tombées sur un bassin versant se calcule à partir des données pluviométriques ponctuelles.

Les principales méthodes reposent sur le fait que la pluie ponctuelle observée à une station est représentative de celle tombée dans le voisinage de cette station. Le résultat sera d'autant meilleur que la densité des pluviomètres est grande.

Ces méthodes principales sont les suivantes (Jaton, 1982) :

- une moyenne arithmétique.
- polygones de Thiessen ou méthode isohyétale.
- krigeage (interpolation).

Pour calculer une pluviométrie moyenne sur une surface à partir d'une donnée ponctuelle, il faut introduire un coefficient d'abattement des pluies (ou de réduction), K.

Le problème peut se poser ainsi : étant donnée une pluie ponctuelle en un point arbitraire de la surface, quelle est la pluie moyenne de même probabilité sur cette surface ?

$$K = (\text{h moyenne de pluie provoquée par cette averse}) / (\text{maximum ponctuel de pluie})$$
$$K = (\text{pluie moyenne de fréquence donnée}) / (\text{pluie ponctuelle de même fréquence})$$

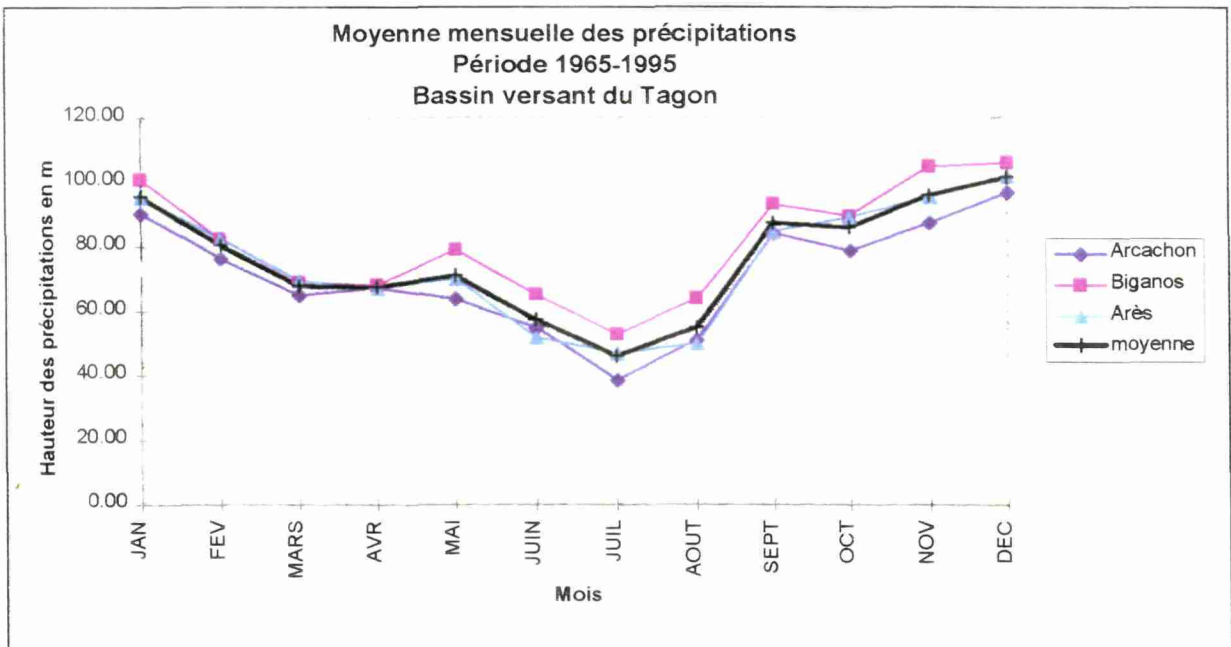
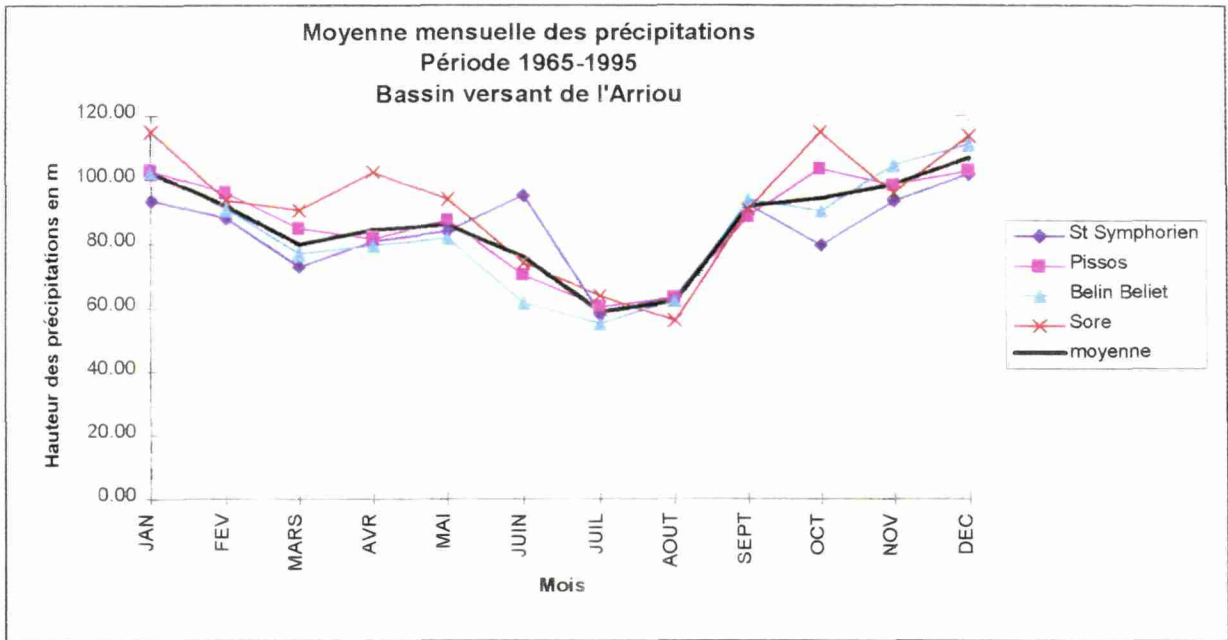


Figure 2

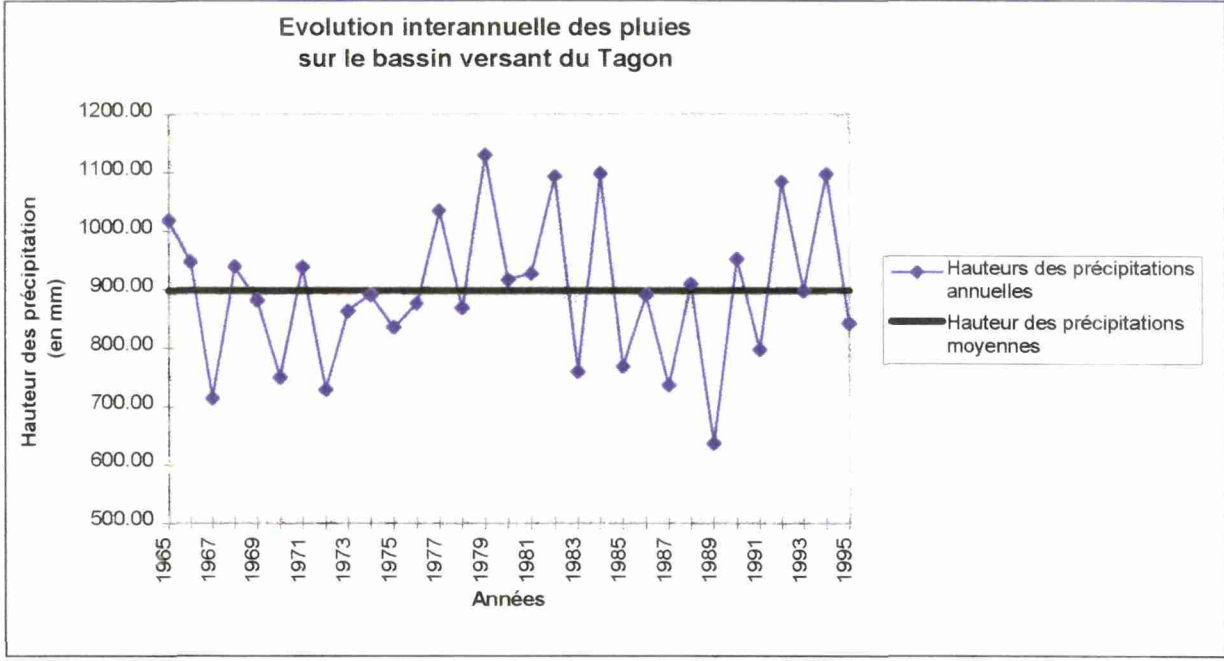
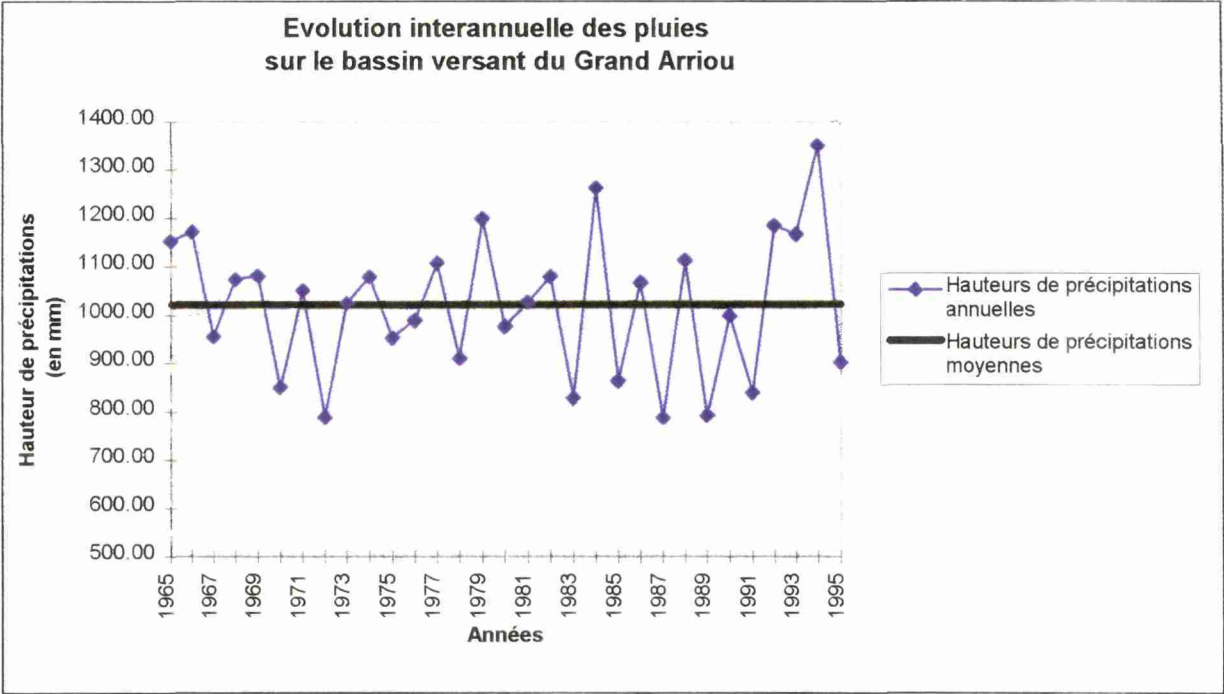


Figure 3

Sur de petits bassins versants, il est possible de négliger ce coefficient d'abattement. Cette omission est compensée par le fait que la mesure des précipitations à 1.50 m du sol sous estime la valeur au sol de 15 % environ.

Enfin s'il existe de réels gradients de pluviométrie à l'échelle des bassins versants le traçage de courbes isohyétales par le S.I.G. permettra d'affiner ce calcul de hauteur moyenne.

Les moyennes ont été calculées sur 30 ans, de 1966 à 1995 (figure 2). La pluviométrie moyenne annuelle est de **1021 mm sur le bassin versant de l'Arriou et de 898 mm sur le bassin versant du Tagon**. Cette différence atteste du gradient Nord-Sud de distribution des pluies à l'échelle des Landes, le bassin versant de l'Arriou, situé le plus au sud étant plus arrosé.

En comparaison avec d'autres régions françaises (région parisienne, 650 mm ; région méditerranéenne, 650 mm ; région lyonnaise, 650 mm), les apports d'eau dans cette partie des Landes sont relativement importants (A. Saint-Marc, 1994).

Au cours d'une année, on observe un maximum en décembre et un minimum en juillet, sur les deux bassins versants.

Les fortes valeurs relevées en hiver sont caractéristiques des régions tempérées à dominance maritime.

Néanmoins il existe une forte variation interannuelle des pluies, qui au total peuvent fluctuer de 500 mm d'une année à l'autre (figure 3).

Pour ces bassins versants, la balance annuelle des pluies, P-ETP est positive de :

- Arriou : $P(1021 \text{ mm}) - ETP(777 \text{ mm}) = 244 \text{ mm}$

- Tagon : $P(898 \text{ mm}) - ETP(834 \text{ mm}) = 64 \text{ mm}$.

Ceci indique que les ressources en eau sont renouvelées, plus rapidement sur le bassin de l'Arriou que du Tagon.

En été, on note un déficit hydrique, lié à une forte évaporation couplée à de faibles précipitations, en mai, juin, juillet et août, ainsi qu'en avril pour le bassin versant du Tagon.

3.1.2. Les températures

La température est un paramètre important de la qualité physico-chimique et biologique des eaux de surface.

Les données mensuelles et annuelles présentées sont calculées à partir de moyennes journalières. Le tableau suivant permet de comparer les caractéristiques des températures des deux bassins.

	TAGON	ARRIOU
T minimum (en °C)	7.19 (janvier)	6 (janvier)
T maximum	20.4 (juillet)	20.9 (août)
T moyenne	13.5	13
Amplitude thermique	13.2	14.9

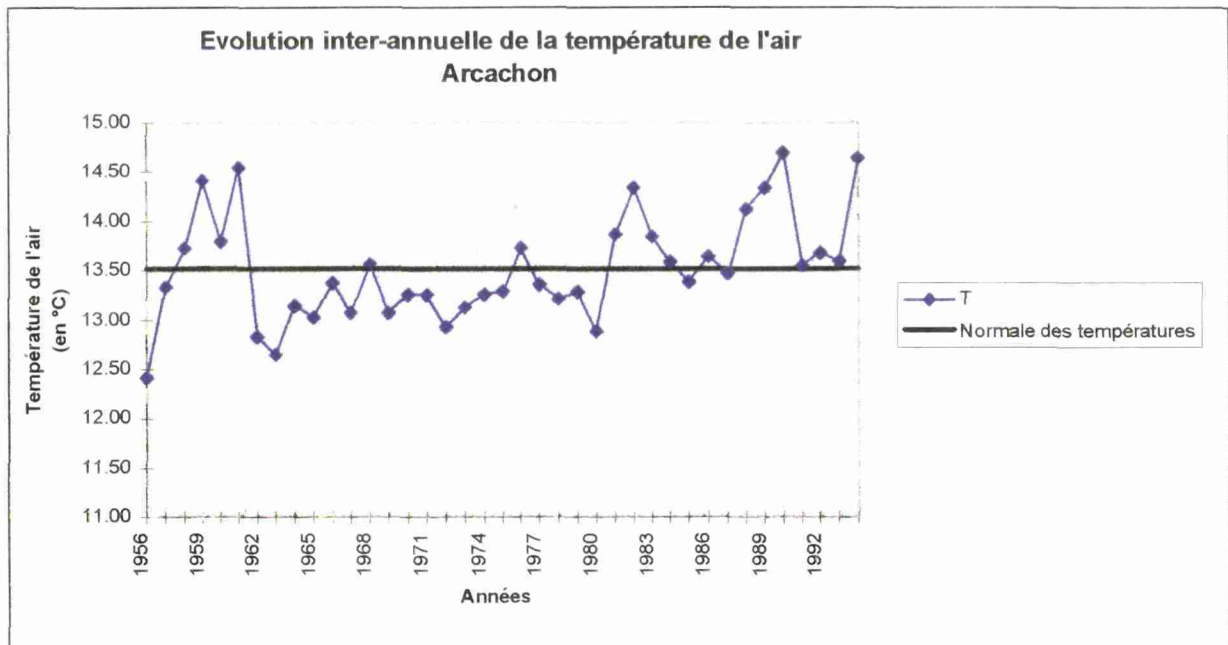
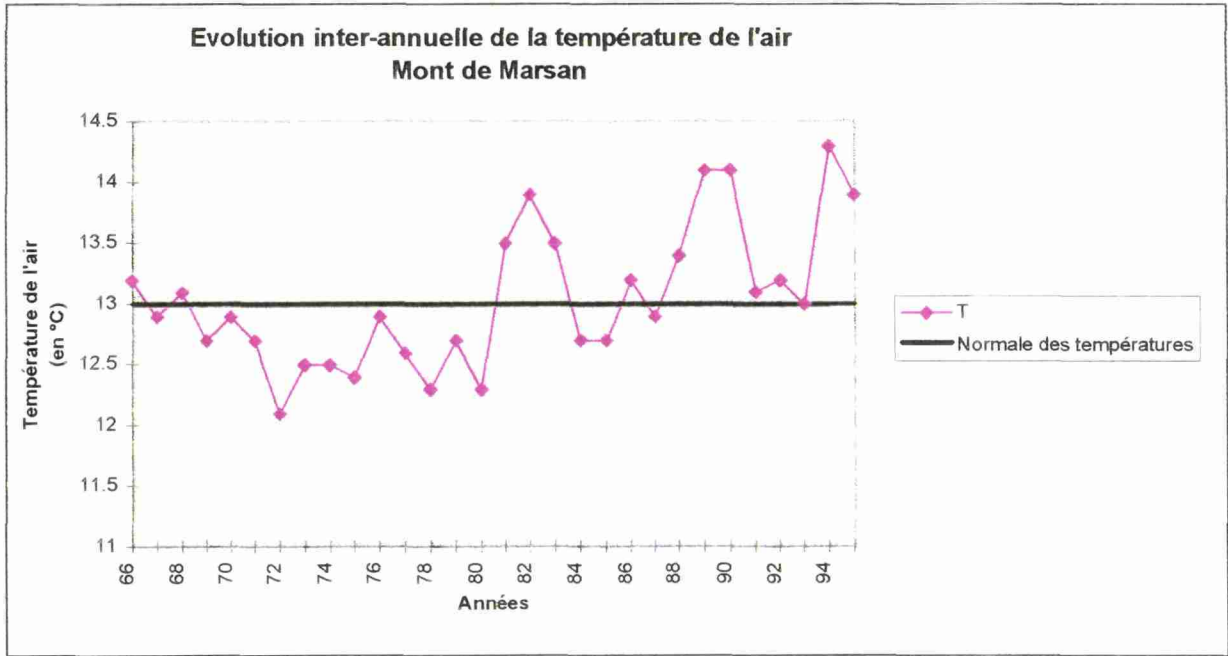


Figure 4

Les courbes d'évolution interannuelle des températures (figure 4) mettent en évidence, depuis le début des années 80, une succession d'années à excédent thermique, la moyenne annuelle étant généralement supérieure au module (calculé sur la période 1966-1995 pour Mont de Marsan et 1956-1995 pour Arcachon).

L'évolution saisonnière (figure 5) est identique sur les deux bassins versants. La température moyenne annuelle est légèrement supérieure sur le Tagon, mais l'amplitude thermique y est plus limitée.

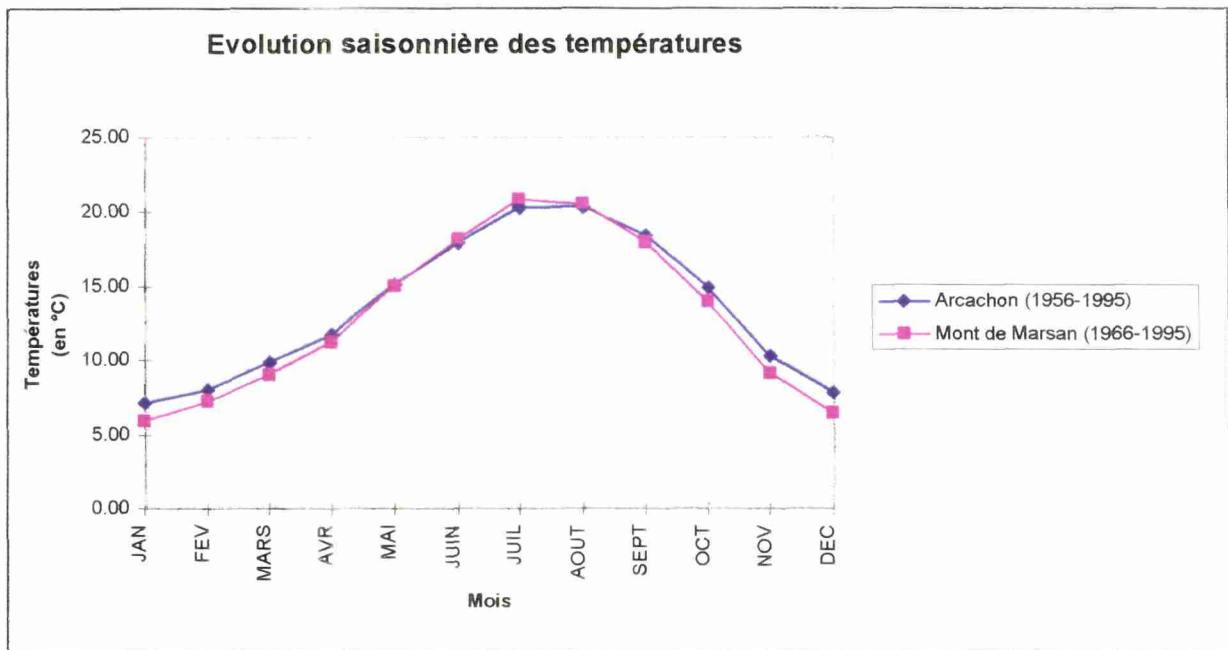


Figure 5

3.1.3. L'insolation

Ce paramètre est déterminant quant à l'évapotranspiration, car il influe aussi sur l'activité photosynthétique et le déclenchement des étapes végétatives.

Les données à partir desquelles les moyennes mensuelles et annuelles ont été calculées sont des cumuls de durées d'insolation journalières, en heures (figure 6).

Le tableau ci-après établit la comparaison entre les deux bassins versants:

	TAGON	ARRIOU
Moyenne annuelle (en heures)	2169	1897
Variations interannuelles (période 1966-1995), en jours	17	30
Insolation mensuelle maximum (en heures)	278 (juillet)	245 (juillet)
Insolation mensuelle minimum (en heures)	80 (décembre)	75 (décembre)

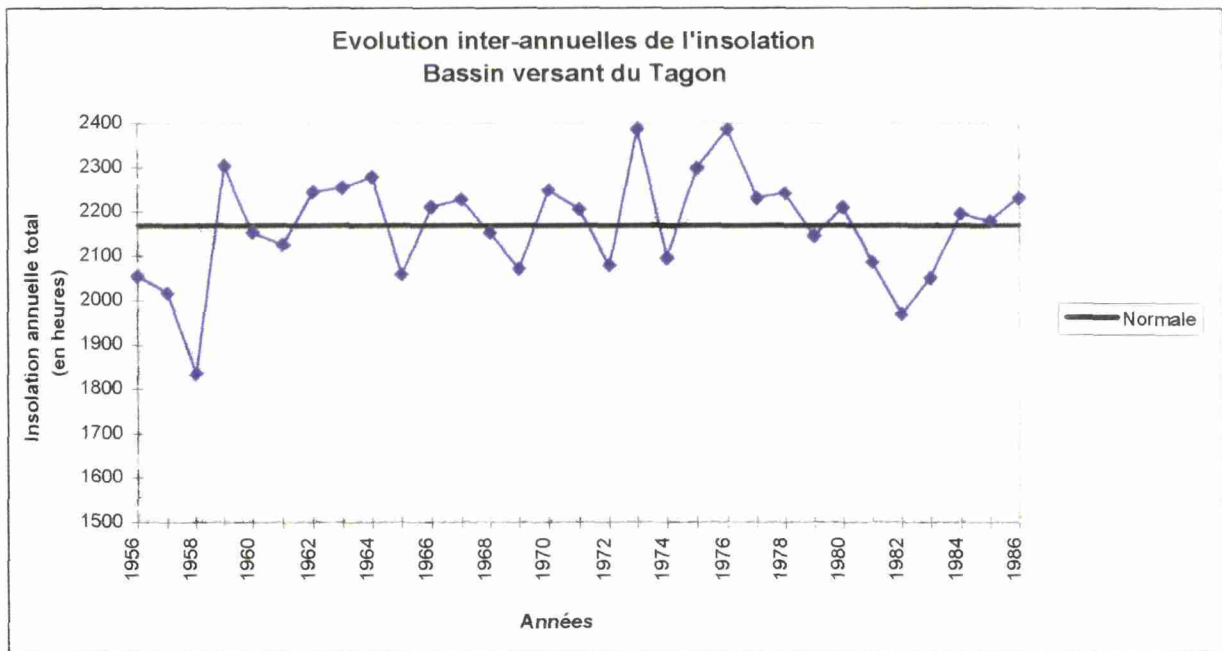
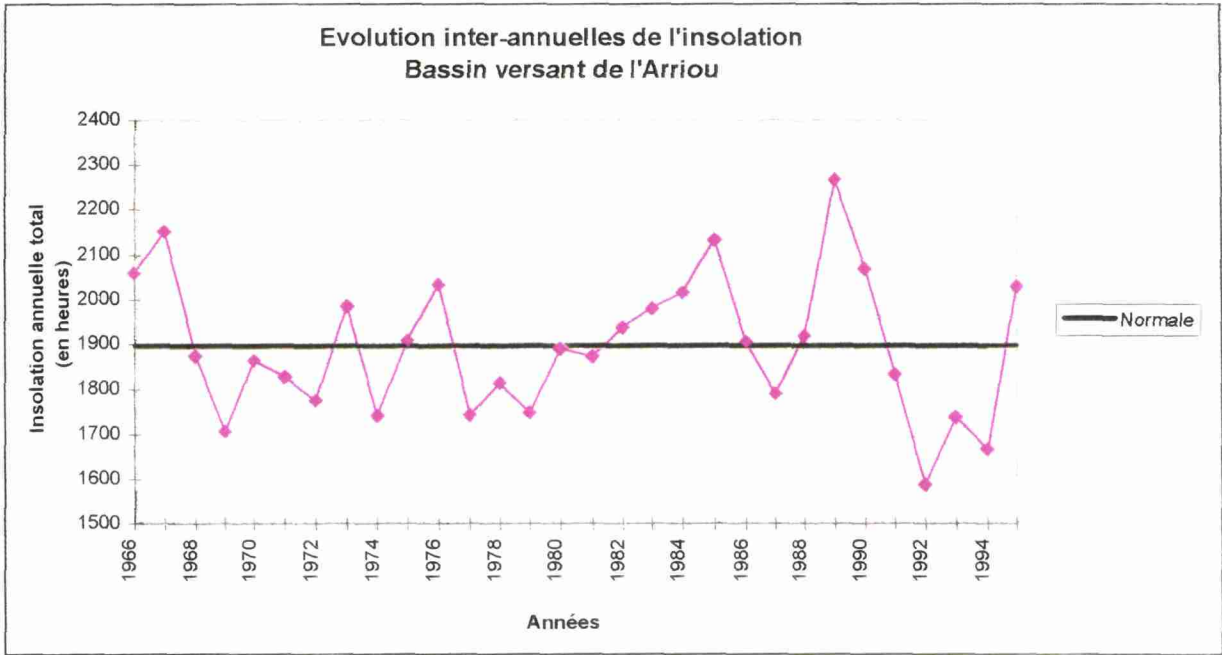


Figure 6

Si l'insolation est supérieure sur le bassin versant du Tagon, l'évolution saisonnière y est moins marquée (figure 7), ceci pouvant s'expliquer par l'influence maritime plus marquée à Arcachon.

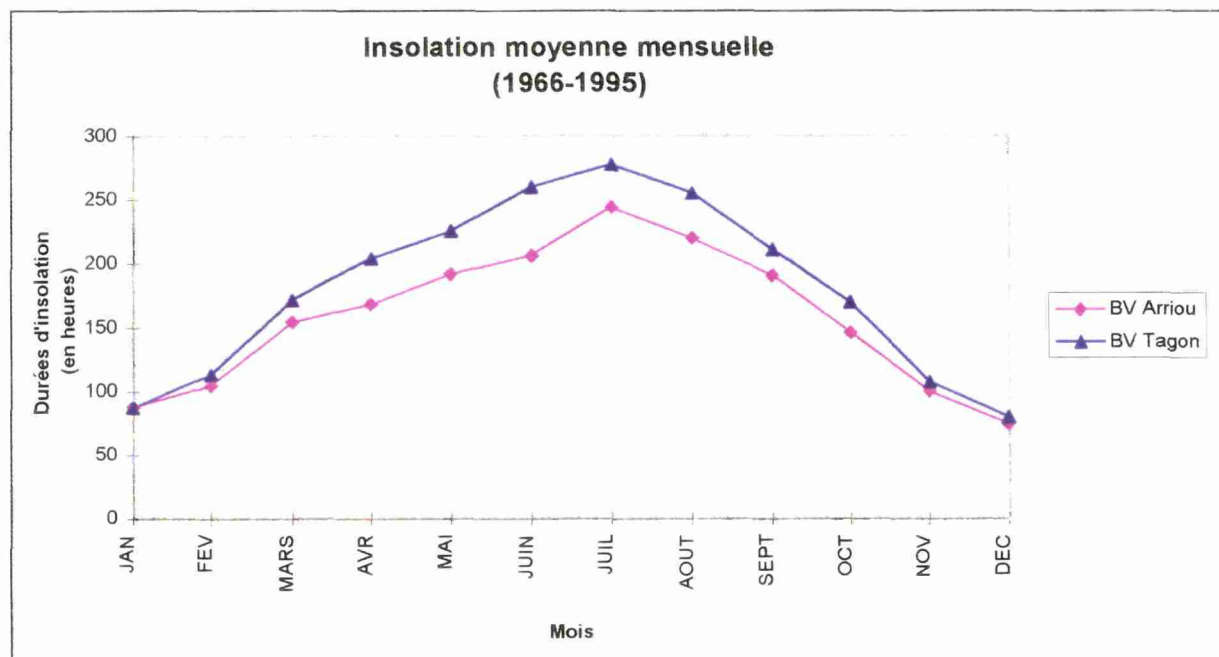


Figure 7

3.1.4. Les vents

Ce paramètre influence l'ETP, tout comme les précédents, et il est l'un des moteurs de l'érosion des sols. De nature sableuse, les sols des Landes ne sont pas consolidés en surface et sont donc sensibles à l'érosion.

Les vitesses moyennes ont été calculées à partir de données quotidiennes, calculées selon :

- la moyenne de huit valeurs quotidiennes pour Mont de Marsan,
- le vent moyen sur 10 minutes à Mérignac

La comparaison des deux bassin versants conduit au tableau suivant :

	TAGON	ARRIOU
Moyenne mensuelle (en m/s)	3.20	2.28
Vitesse mensuelle maximum	3.71 (avril)	2.8 (avril)
Vitesse mensuelle minimum	2.74 (septembre)	1.9 (septembre)

L'évolution saisonnière des vitesses est identique sur les deux bassin versants. Les vitesses sont assez fortes de décembre à avril (maximum), et plus modérées en

moyenne le reste de l'année, avec un minimum en septembre. Les moyennes mensuelles des jours de fortes rafales sur le bassin versant de l'Arriou suivent cette même évolution (figure 8).

Néanmoins, les vitesses sont toujours plus fortes sur le bassin versant du Tagon, de 1 m/s en moyenne, l'incidence maritime est probablement plus forte sur ce bassin.

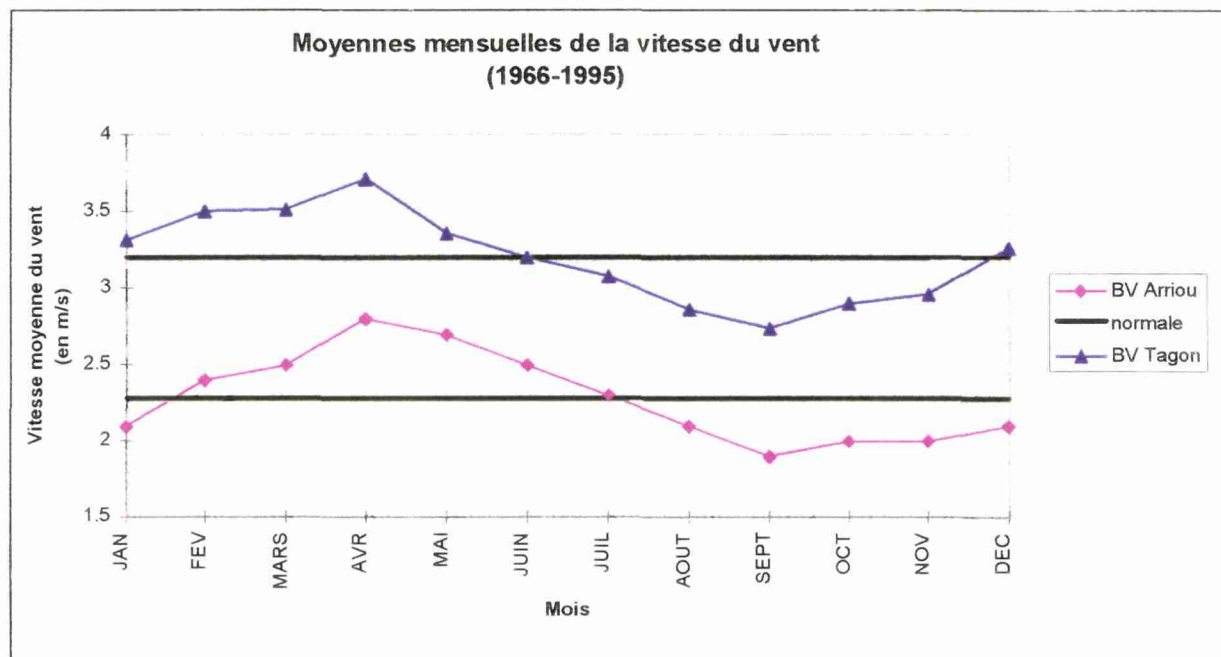


Figure 8

Conclusion

L'hiver est la période où la pluviométrie et les vents sont maximums, facteurs propices au lessivage et à l'érosion des sols. Or cette saison est aussi celle où les sols sont les plus vulnérables, les risques de pollutions en sont accrus.

Les conditions climatiques étant l'un des facteurs déterminants du fonctionnement des bassins versants, il semble donc intéressant, pour pouvoir comparer les deux bassins, de savoir si ces climats sont réellement différents.

3.1.5. La climatologie des deux bassins versants est-elle significativement différente ?

Des tests statistiques effectués à l'aide du logiciel Statlab ont permis de répondre à cette question. Ces données météo ne suivant pas les lois de probabilité classiques (normales, gamma, binomiale, Poisson, etc), le test utilisé appartient à la famille des tests non paramétriques (test de Wilcoxon). Il s'agit d'un test de rang, permettant la comparaison d'échantillons de nature variable, qui dans notre cas sont au nombre de deux et correspondent aux deux bassins étudiés.

Les données principales de la climatologie testées ont été la température, l'ensoleillement et la pluviométrie, (données mensuelles, de 1966 à 1995, sauf pour la pluviométrie : données annuelles). Dans chaque cas, les séries de données révèlent des différences très significatives.

Une série de tests plus détaillée, par année, temporeuse ces conclusions ; certaines années se révélant identiques (1966, 1967, 1983, etc).

Ainsi, bien que ces bassins soient assez proches l'un de l'autre, on observe des variations climatiques significatives. Cette différence devra être prise en compte dans la comparaison des données hydrologiques et physico-chimiques. Quand cet historique de suivi sera plus important, il sera donc intéressant de procéder à une analyse factorielle des données, afin de déterminer si le climat est déterminant et sur quels paramètres de la qualité de l'eau.

3.2 Les réservoirs et les circulations d'eau

Les précipitations constituent la principale ressource en eau dans les écosystèmes naturels ; elles peuvent être modifiées en quantité par l'évapotranspiration. Néanmoins leurs caractéristiques quantitatives et qualitatives conditionnent le futur comportement de l'eau dans le sol.

3.2.1. La répartition des eaux dans le sol suite à une averse

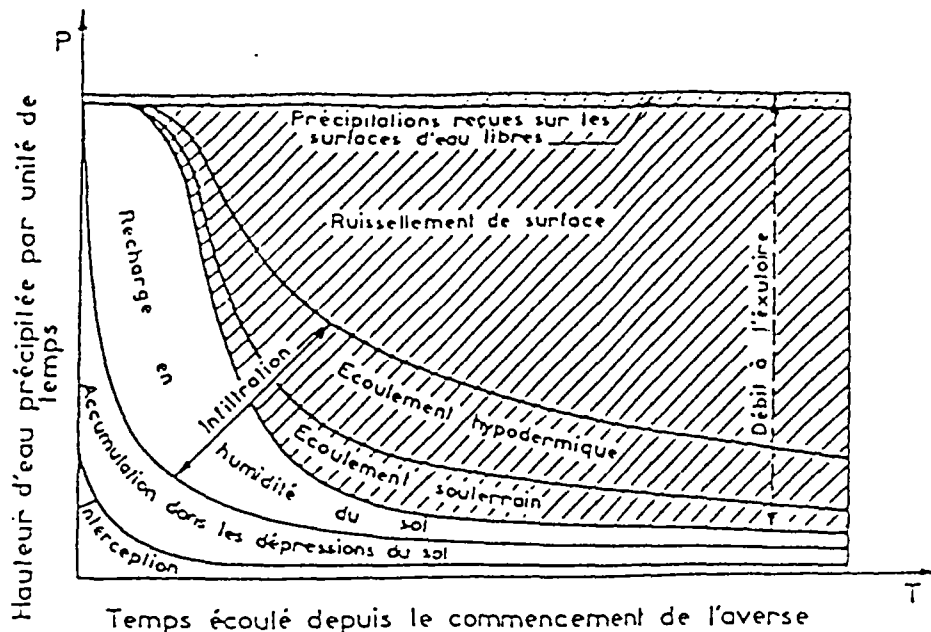


Figure 9. Diagramme de répartition des eaux météoriques suite à une averse (Réméniéras, 1960).

La quantité d'eau disponible pour le ruissellement est fonction de la capacité d'absorption ou d'infiltration du sol. C'est l'intensité maximum de pluie absorbable lorsque l'intensité i de la pluie est égale ou supérieure à f , vitesse de l'eau dans le sol (en cm/s ou en mm/h).

Si le débit pluvial est supérieur au débit d'infiltration, alors l'excédent va compléter le stockage superficiel, puis alimenter le ruissellement.

Cette capacité d'infiltration peut être mesurée par différentes méthodes:

- essais en laboratoire sur lysimètre,
- essais in situ au moyen d'infiltromètres,
- essais dans la nature, sous pluie naturelle, sur parcelle d'essai.

Ce processus varie en fonction :

- du type de sol (texture, structure),
- de la pente.
- de la teneur en eau initiale du sol

Il existe de nombreuses fonctions susceptibles de calculer cette capacité d'absorption, par exemple, par la formule de Kostiaikov $f = f_0 \cdot t^{-\alpha}$ avec f vitesse d'infiltration, f_0 vitesse d'infiltration initiale, t le temps et α paramètre fonction des conditions du sol (Jaton, 1962).

Le type de sol est relativement homogène dans ces bassins versants sableux (sols podzoliques).

La pente, même si elle est relativement faible dans les Landes, présente d'assez forts gradients sur le bassin versant de l'Arriou. Aussi suite à sa digitalisation, pourront être définis des sous bassin versants de pentes variées. L'analyse de leur hydrogramme permettra d'apprécier l'influence de la pente sur la répartition des eaux pluviales et donc de préciser le coefficient moyen de ruissellement du bassin versant. Une telle sectorisation ne sera sans doute pas nécessaire sur le BV du Tagon, la pente étant beaucoup plus homogène.

L'humidité du sol, c'est un facteur très important conditionnant la capacité d'absorption et le ruissellement notamment dans les sols de sables organiques (très hydrofuges à l'état secs). Il existe des indices représentatifs de cette humidité, la plupart étant basés sur les précipitations tombées au cours de la période précédant le calcul.

Une des formes les plus simples est l'I.P.A. (indice de précipitations antérieures), exprimée par la hauteur de pluie 5 jours avant la crue. Une période d'un mois est souvent prise en compte pour plus de représentativité. On distingue trois types de situations :

- 1- situation sèche I.P.A. < 50 mm
- 2- situation normale 50 mm < I.P.A. < 100 mm
- 3- situation humide I.P.A. > 100 mm

La télédétection offre également la possibilité d'obtenir des renseignements sur l'humidité du sol. Dans le domaine des micro-ondes actives, et sous certaines conditions, l'humidité des premiers centimètres de sol peut être connue. De même l'infrarouge thermique permet d'accéder à l'évapotranspiration réelle, donc à l'état hydrique de la zone racinaire dans le cas d'un couvert végétal dense.

Comment se régule l'humidité dans le sol ?

L'eau qui s'infiltré dans le sol se répartit entre les différents horizons et fait varier leur taux d'humidité. Cette répartition dépend de la structure et de la texture du sol.

La limite de pénétration sera plus profonde pour un sol de type sableux qu'argileux, quoique le ressuyage soit plus rapide pour le premier.

Après ressuyage, le sol est à un taux d'humidité égal à sa capacité de rétention. Puis suite à l'évaporation et à l'utilisation par les plantes, il atteint son point de flétrissement et enfin le point d'hygroscopicité (I.P.A. = 0 entre ces deux points).

Remarque : Sur sol sableux, le taux d'humidité est environ égal à 12 %, quel que soit l'I.P.A. > 20 mm)

L'humidité du sol est également fonction des conditions climatiques et de la saison.

En été, la teneur en eau du sol est inférieure à sa capacité de rétention et les pluies tombant alors sont rarement efficaces, c'est-à-dire que seule la partie supérieure du profil hydrique est modifiée et la profondeur de pénétration reste souvent faible.

En hiver, le profil hydrique est voisin de la capacité de rétention, il y a percolation et réalimentation de la nappe.

L'humidité superficielle joue un rôle aussi important que le profil hydrique complet dans le processus de ruissellement de surface. C'est aussi la partie la plus sensible à l'évaporation, ces pertes étant (dans les sols bien drainés), peu compensées par les remontées capillaires.

3.2.2. Les écoulements

L'écoulement de l'eau peut suivre trois voies principales : sur le sol, dans la zone non saturée du sol et dans la zone saturée :

- le ruissellement ou écoulement de surface,
- l'écoulement retardé dit "hypodermique",
- l'écoulement souterrain.

A terme, ces circulations sont drainées par le réseau hydrographique et en sont les composantes principales.

L'écoulement hypodermique est un écoulement quasi-horizontal, dans les couches supérieures du terrain, qui reparaît rapidement à la surface. Dans les bassins versant sableux landais où le sol est très perméable, il est négligeable comparé à l'écoulement souterrain et au ruissellement de surface. Seuls ces deux processus seront développés.

On entend par ruissellement, l'écoulement par gravité à la surface du sol, suivant la pente du terrain, des eaux météoriques ayant échappé à l'infiltration, à l'évaporation et au stockage superficiel.

Au cours d'une averse, le ruissellement ne se produit que lorsque le taux de la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol (cf paragraphe suivant), qui correspond à la saturation du terrain. Sur les sols sableux des Landes, de gros ruissellements peuvent se produire sur sols secs à cause de fortes tensions superficielles en surface.

Ces eaux poursuivent leur course jusqu'à ce qu'elles se déversent dans le réseau hydrographique ; elles constituent le facteur principal des débits de pointe des crues.

L'écoulement souterrain de la nappe superficielle des Landes a été étudié sur l'ensemble du massif, par des mesures de hauteur d'eau et de perméabilité. Dans ces sols filtrants, la conductivité hydraulique moyenne est de 14.5 m/j à 24.5 m/j selon le mode de mesure employé (A Saint-Marc, 1994). Néanmoins, les hétérogénéités pédologiques locales rendent illusoire une carte précise des conductivités hydrauliques à l'échelle des Landes ; seules des mesures à l'échelle de la parcelle s'avèrent fiables. L'altération essentiellement, constitue un obstacle à l'alimentation de la nappe et pourrait ralentir sa vitesse de circulation. Les bancs d'argile ou de graviers plus profonds constituent eux un plancher imperméable de la nappe superficielle et modifient localement son écoulement.

Des mesures ont été réalisées près des bassins versants étudiés (A Saint-Marc, 1994). La circulation moyenne déduite de ces données est de 21.8 m/j (calculé à partir de 14 mesures) sur le bassin versant du Grand Arriou et de 14.2 m/j (calculé à partir de 6 mesures) sur le bassin versant du Tagon. Ces valeurs sont très élevées, liées essentiellement à la bonne porosité du sable des Landes.

La pente hydraulique est généralement très faible dans les Landes, en moyenne de 2 à 5 pour mille et orientée vers l'ouest.

Localement elle suit le mouvement du terrain, les formes du relief étant en partie responsables de l'écoulement des eaux. En particulier à l'approche d'un cours d'eau ou d'un fossé se produit un rabattement de la nappe, induisant une pente accrue. Les eaux de la nappe sont donc drainées par les cours d'eau.

L'eau de la nappe constitue le débit de base du cours d'eau, voire la seule composante de l'écoulement superficiel pendant l'intervalle de temps séparant deux épisodes pluvieux consécutifs. Cependant la durée de l'écoulement souterrain vers l'exutoire est plus longue que par la voie du ruissellement, en raison des faibles vitesses de filtration. De ce fait, les effets d'une averse peuvent donc se manifester sur la lame d'eau écoulée bien après cet événement.

A titre d'exemple et en ce qui concerne la part de chaque composante dans le débit, il apparaît que la Leyre et ses affluents assurent surtout le drainage de la nappe phréatique, l'alimentation par le ruissellement superficiel étant estimé à 5 % seulement (GEREA, 1990).

3.2.3. Le réseau hydrographique et l'assainissement

Le réseau hydrographique résulte d'évènements géologiques et tectoniques récents. Il est donc peu développé, ménageant de vastes zones mal drainées naturellement. Cette insuffisance hydrographique est d'autant plus étonnante que les sols sont meubles et donc facilement entaillables.

La jeunesse du réseau hydrographique provoque également des phénomènes d'érosion régressive, synonymes d'enfoncement des cours d'eau dans leur lit. Pour le Grand Arriou, cet enfoncement est accru par un currage régulier effectué par les agriculteurs.

La densité naturelle de drainage étant faible, des fossés ont été creusés par l'homme. Les premiers drainages étaient réalisés à faible profondeur (50 cm), tandis que les fossés actuels sont plus encaissés (1 à 1.10 m) et espacés de 100 à 120 m.

Enfin, lorsqu'on a mis en oeuvre les grandes machines à irriguer (pivots, les fossés ont été une gêne et la plupart des agriculteurs (à l'exception d'un seul sur le bassin versant du Grand Arriou) ont pris l'initiative de procéder à des drainages enterrés. Ils sont homogènes sur la zone : profondeur 80 cm et espacement de 20 à 40 m selon que le sol est en lande sèche ou lande humide.

Contrairement aux cours d'eau naturels et aux fossés, ces drains ne sont pas figurés sur les cartes.

Le tableau suivant présente les caractéristiques du réseau d'assainissement du bassin versant du Grand Arriou :

	GRAND ARRIOU
Surface du bassin versant (ha)	8860.4
Réseau total (km)	197
Réseau permanent (km/%)	58.3
Réseau temporaire (km/%)	138.8
Surface bassin / longueur réseau (ha/km)	45
Longueur réseau/surface bassin (m/ha)	22.2

Remarque : le réseau total ne comprend pas les drains souterrains.

Le fort taux d'assainissement entraîne un rapide lessivage des produits agricoles dans les cours d'eau, sans aucun abattement dans le sol.

3.3 Analyse des débits

Contrairement à certains paramètres (précipitations, évaporation, etc...), qui ne peuvent être estimés qu'à partir d'échantillons, le débit constitue un poste important du bilan hydrologique à l'échelle du bassin versant qui peut être mesuré dans son ensemble avec une bonne précision.

D'autre part, l'interprétation des débits est associée à la problématique de qualité des eaux. Elle aide à la compréhension des modalités d'écoulement dans les sols donc des mécanismes de transfert des nutriments et permet d'évaluer leurs flux.

Une analyse des débits a pu être réalisée à l'exutoire du bassin versant du Grand Arriou, grâce à l'existence d'une station de jaugeage de la DIREN depuis 1968.

Il aurait été intéressant de comparer ces caractéristiques avec celles du Tagon, mais nous ne disposons que de données hebdomadaires et ce depuis novembre 1995. La comparaison ne peut donc porter que sur cette période et se limite à l'évolution comparée des débits et à leur moyenne.

3.3.1. Présentation du matériel et des méthodologies de mesure

L'approche par tronçons du Grand Arriou se traduit concrètement par des mesures de débit à l'aval de chaque tronçon, dont l'intérêt est essentiellement le calcul de flux à travers chacun.

Six points de mesure ont été définis sur le Grand Arriou (carte 2). Le premier tronçon draine une zone de culture, tandis que les suivants traversent des parcelles agricoles et forestières (tronçon 2-3 et tronçon 5-6), voire uniquement forestière (tronçon 1-2, 3-4 et 4-5).

Sur le plan hydrologique, cette approche détaillée peut renseigner, en l'absence d'épisode pluvieux, sur le volume d'eau fourni par vidange de la nappe le long du tronçon considéré. Ces mesures de débits à l'exutoire des sous bassins versants peuvent aussi mettre en évidence des variabilités de réponse à une averse, donc de mieux comprendre les écoulements fonctions des caractéristiques du sous bassin (voir §3.4.).

Cependant pour la réalisation de l'étude hydrologique des bassins versants, seuls les débits mesurés à l'exutoire ont été exploités, ne connaissant pas encore les délimitations des sous bassins versants.

Les jaugeages

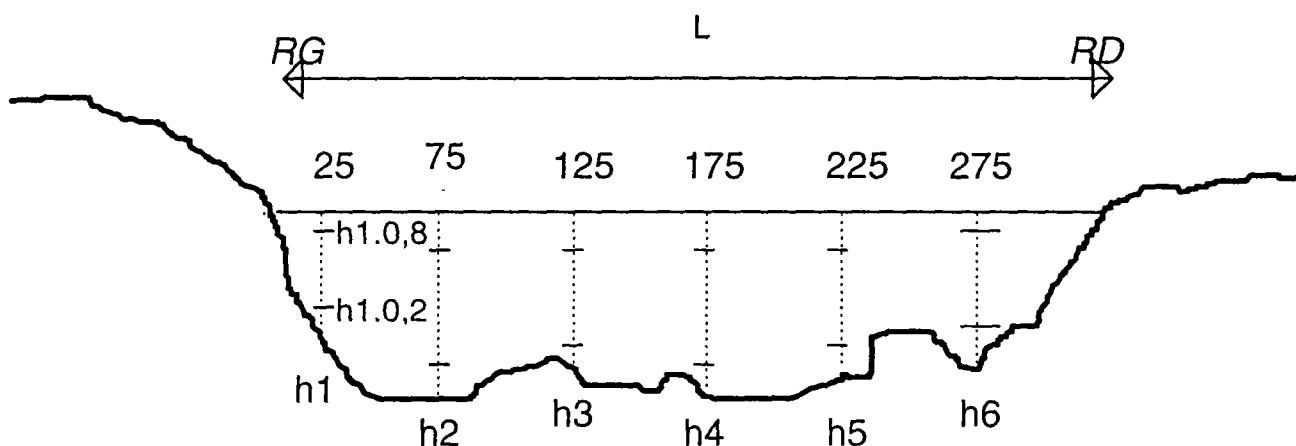
La mesure étant plus précise lorsque le régime est laminaire (amont d'une cascade, donc sur un déversoir, aval d'un bief) les sections de jaugeage ont été localisées en fonction de ces critères. Il convient de signaler que ces deux ruisseaux ne possèdent pas de réel bief et que les portions rectilignes du lit se réduisent à quelques mètres seulement.

Les hauteurs d'eau sont mesurées tous les 50 cm, de la rive gauche vers la rive droite, ainsi que les vitesses de l'eau à 20 % et à 80 % de cette hauteur. Ce protocole permet d'obtenir d'obtenir une vitesse moyenne, entre une vitesse proche

du maximum ($h \cdot 80\%$) et une vitesse réduite par les frottements sur le lit ($h \cdot 20\%$). Les mesures échelonnées d'une rive à l'autre permettent de tenir compte des courants faibles près des rives et plus élevés au milieu.

Enfin la largeur de la section est notée.

Le schéma suivant illustre cette méthode :



Le débit est calculé ainsi : $Q = \text{Surface mouillée} \cdot \text{vitesse moyenne des filets d'eau}$, soit $Q = h_{\text{moyen}} \cdot V_{\text{moyen}} \cdot L$.

Le courantomètre utilisé (Marsh - Mc Birney, INC.) fonctionne sur le principe de l'enregistrement des variations d'un champ magnétique, liées à la vitesse du courant. D'après la DIREN, l'erreur commise sur un jaugeage est de l'ordre de 5 %.

Le pas de temps choisi pour ces jaugeages est hebdomadaire, et les calculs de flux hebdomadaires sont effectués par extrapolation des valeurs ponctuelles de débit, trois jours avant et trois jours après la mesure. Ce pas de temps n'est pas assez fin pour prendre en compte de petites crues d'une durée inférieure à une semaine. Cependant en l'absence de stations permanentes de mesure et vu l'impossibilité matérielle d'effectuer un suivi plus resserré, cette cadence permet un suivi hydrologique relativement correct de ces bassins versants.

Au point 6, nous disposons des données plus précises de la DIREN, à pas de temps journalier.

Le limnigraphe est de type OTTX, installé le 5 décembre 1967, et couplé avec une centrale CR2M depuis le 8 novembre 1994.

Deux courbes de tarage ont été réalisées, celle utilisée actuellement a une limite d'extrapolation de 21 m³/s.

Une station du même type a été mise en marche à l'exutoire du bassin du Tagon, à une dizaine de mètres à l'aval de notre section de mesure.

Afin d'étudier plus particulièrement les épisodes de crue, le Cemagref a également installé deux stations de mesure automatiques sur le Tagon et sur le point 2 du

Grand Arriou, qui devraient fonctionner prochainement. Chaque station comporte une sonde à ultrason (Hendress+Hauser) pour la mesure des hauteurs d'eau et dont le signal est transmis à une centrale de mesure en continu (Datataker).

L'appareil reçoit une réponse sous forme d'une tension, qu'il convertit en hauteur d'eau par une relation linéaire de la forme : $H = aU + b$. Les deux paramètres sont calculables à partir des deux couples : (H minimum, U min) et (H maximum, U max). Ces hauteurs sont déterminées de façon hypothétique et les tensions sont mesurées en simulant ces situations.

Les données enregistrées en continu sont converties en débit par l'équation de la courbe de tarage. Les fichiers sont alors récupérables sur un portable.

Données manquantes

Il arrive que lors d'une campagne de mesures les jaugeages ne soient pas réalisables à toutes les stations. Aussi, pour palier ces déficiences, nous avons étudié les corrélations existant entre les débits de chaque station à partir des données de débit hebdomadaires de novembre à juin. Le coefficient de détermination R^2 est toujours compris entre 0.94 et 0.99, les débits calculés sont donc plausibles.

R^2	2	3	4	5	6
1	0.975	0.977	0.964	0.977	0.981
2		0.963	0.966	0.963	0.968
3			0.943	0.978	0.989
4				0.97	0.95
5					0.97

Il convient cependant de signaler que ces corrélations ne sont pas utilisables pour de faibles débits (de l'ordre de 0.02 m³/s).

Au point 2, le débit n'était pas mesurable au mois du 11 juin au 20 août. Pour les calculs de flux à ce point, ce sont les débits du point 1 qui ont été utilisés, bien qu'ils soient généralement inférieurs à ceux du point 2.

Enfin pour les cas exceptionnels où les débits n'ont pu être mesurés, nous avons établi une moyenne à partir des valeurs obtenues la semaine précédant et la semaine suivant cet évènement.

3.3.2. Caractérisation des débits

✧ L'Arriou

La chronique de débits journaliers sur une trentaine d'années, fournie par la DIREN a permis de caractériser le régime hydrologique du Grand Arriou.

La figure 10 présente l'évolution mensuelle moyenne des débits. Il s'agit de débits spécifiques, ramenés à la surface du bassin, permettant de comparer le régime hydrologique avec celui d'un autre bassin versant.

L'amplitude des variations saisonnières est très marquée. On note un rapport proche de 10 entre le débit maximum (février) et le débit minimum (août). Entre les deux, les évolutions sont très régulières.

L'amplitude des variations saisonnières est très marquée. On note un rapport proche de 10 entre le débit maximum (février) et le débit minimum (août). Entre les deux, les évolutions sont très régulières.

Les moteurs de ces variations sont les facteurs météorologiques (essentiellement les précipitations), dont les effets se répercutent notamment sur le niveau de la nappe superficielle, composante majeure de l'écoulement.

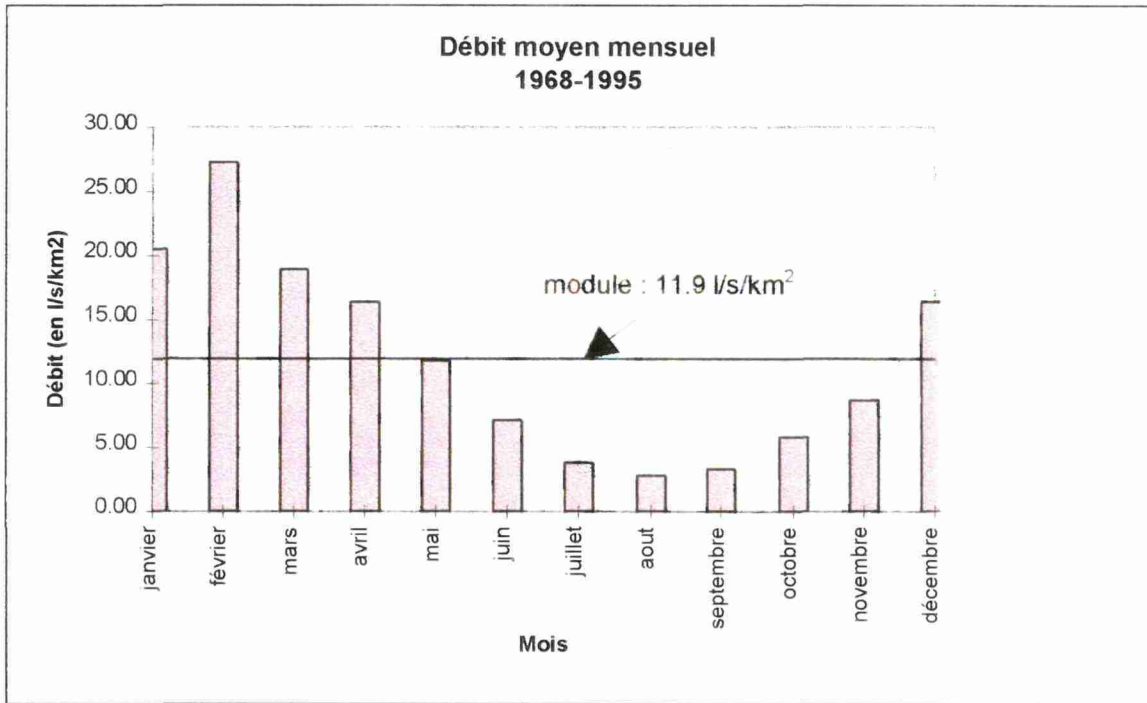


Figure 10

Cette caractéristique d'alimentation du bassin versant allée aux faibles pentes conduit à une régularisation artificielle du régime par compensation des années sèches et humides.

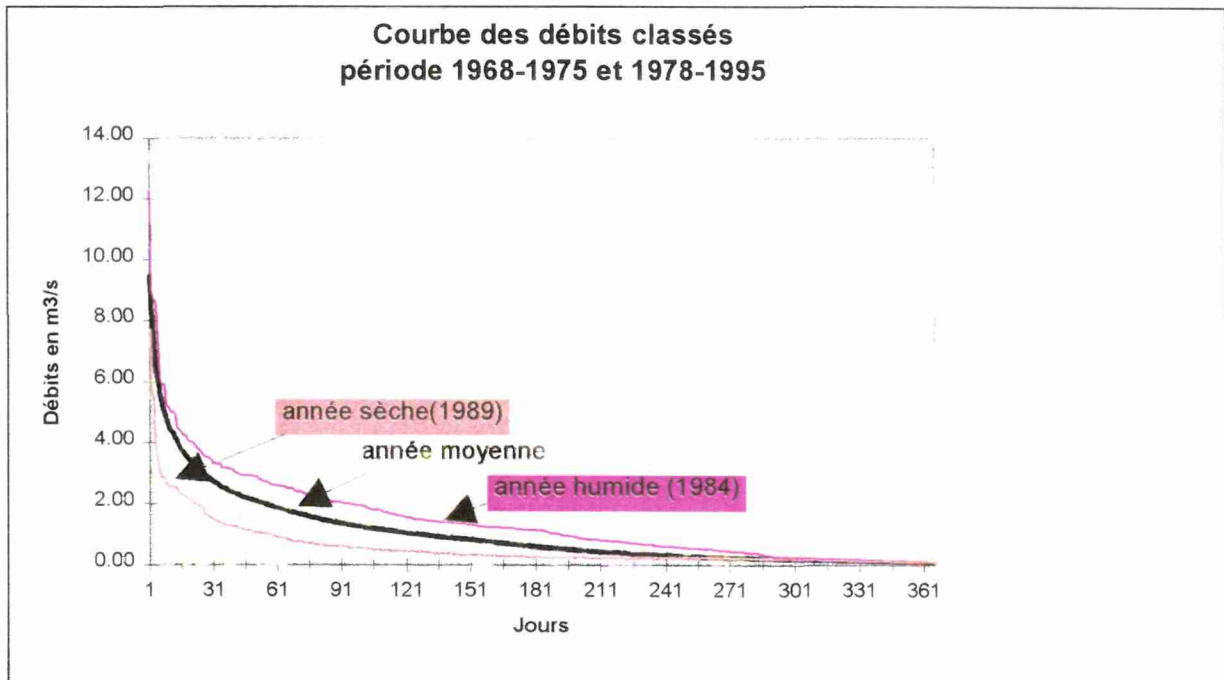


Figure 11

Ces variations interannuelles sont mieux perçues par les courbes des débits classés, ou diagrammes cumulatifs des fréquences (figure 11). Elles sont établies à partir des débits journaliers, et donnent le nombre de jours pour lesquels un certain débit journalier a été dépassé.

Cette représentation facilite le classement des années en années sèches ou humides.

Les courbes comportent des points caractéristiques tels que :

- le débit caractéristique maximum (DCM) : le débit dépassé 10 jours par an.
- le débit moyen caractéristique (DC₆) : le débit dépassé 6 mois par an.
- le débit caractéristique d'étiage (DCE) : le débit dépassé 355 jours par an.

Ils sont présentés dans le tableau suivant :

BV km ²	Module		Débit caractéristique en m ³ /s			Débit caractéristique en l/s/km ²		
	m ³ /s	l/s/km ²	DCM	DC ₆	DCE	DCM	DC ₆	DCE
88.6	1.06	11.9	4.39	0.61	0.13	49.4	6.9	1.41

▣ Comparaison de l'Arriou et du Tagon

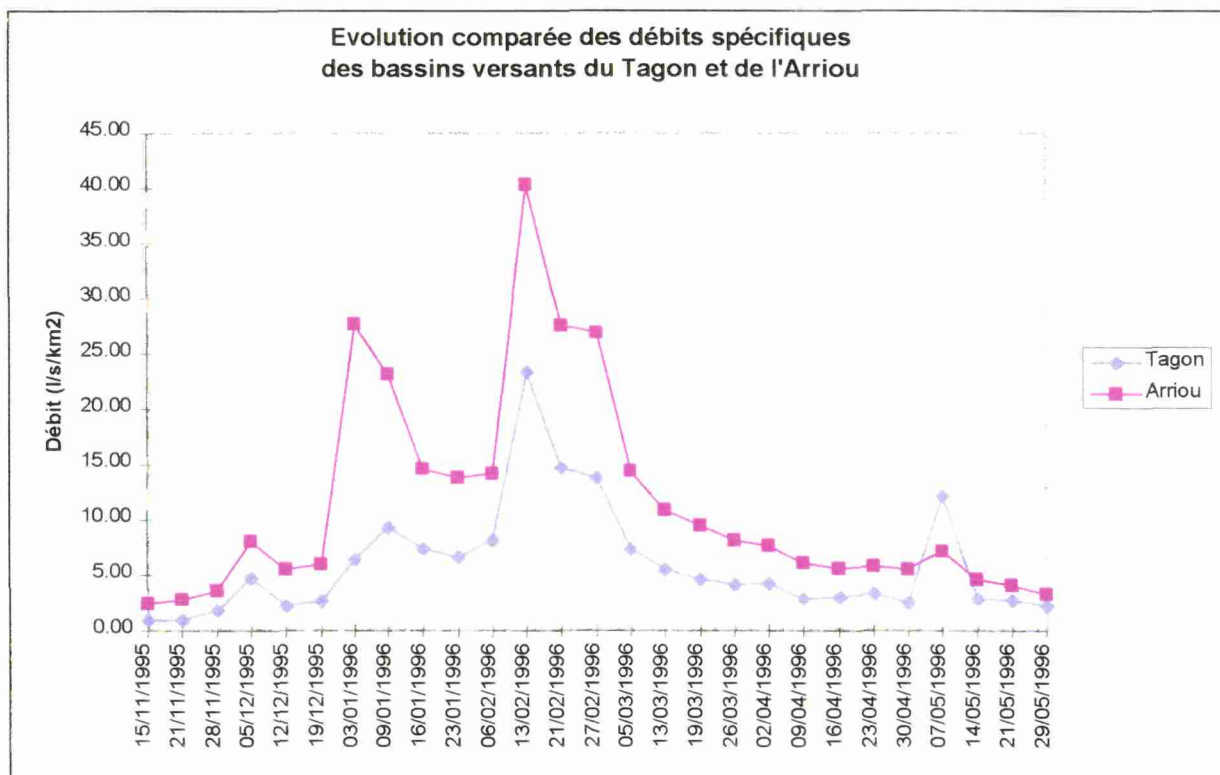


Figure 12

La figure 12 témoigne du fait que pour une surface identique de bassin versant, l'eau qui transite par le cours d'eau est nettement supérieure sur le bassin versant de

l'Arriou. Le débit spécifique moyen étant de 11.5, contre 5.98 l/s/km² pour le Tagon, le rapport est proche de 2.

Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer cette faiblesse relative des débits du Tagon :

- soit les apports par les précipitations furent moindres et/ou les pertes par évaporation supérieures, les moyennes des années antérieures témoignent de pertes par évaporation supérieures et de précipitations annuelles plus faible sur ce bassin).

- soit ce bassin versant est moins bien drainé par le réseau hydrographique.

Enfin le ruisseau du Tagon est nettement moins encaissé, drainant donc moins intensément la nappe superficielle.

Il semble que seul le drainage de la nappe puisse expliquer une telle variation.

L'étude semaine par semaine permet de relever d'autres observations (figure 12) :

- la réaction aux fortes pluies est plus marquée sur le bassin versant mixte, l'écart entre les deux séries de débits s'agrandissant nettement, traduisant une amplitude de crue plus importante. En effet le réseau de drainage enterré et les zones non forestières du bassin versant mixte diminuent l'inertie.

Ces constatations d'ordre hydrologique devront être vérifiées par la suite, néanmoins elles seront à prendre en compte pour la comparaison de la qualité de l'eau des deux bassins.

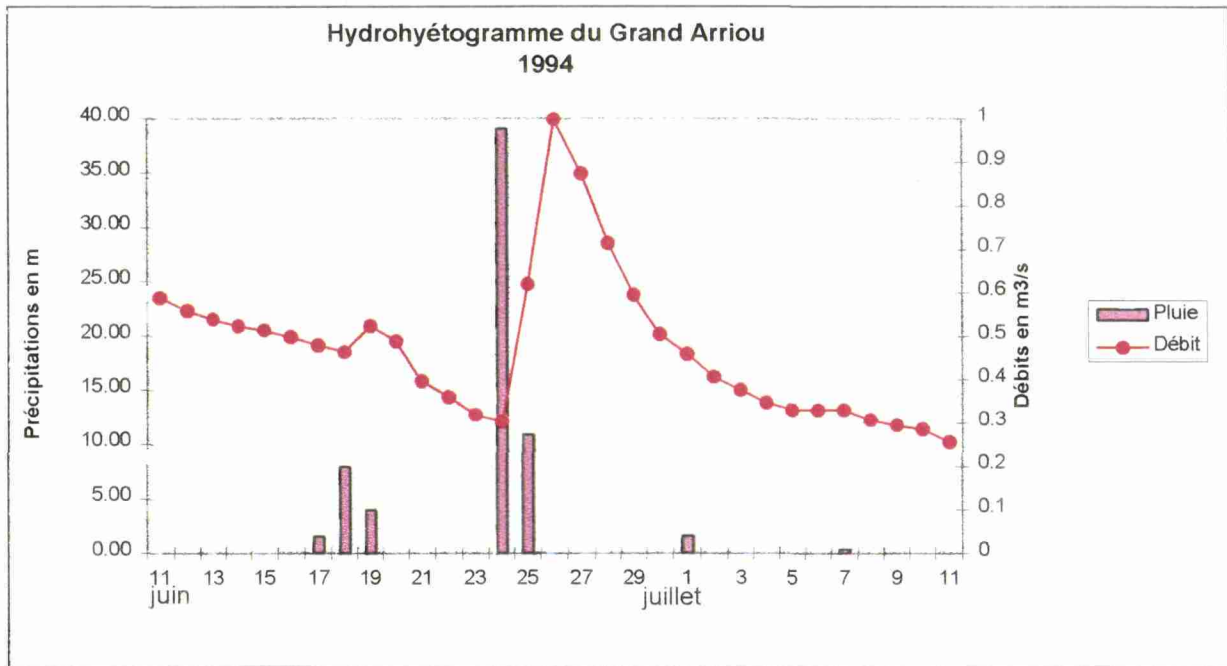
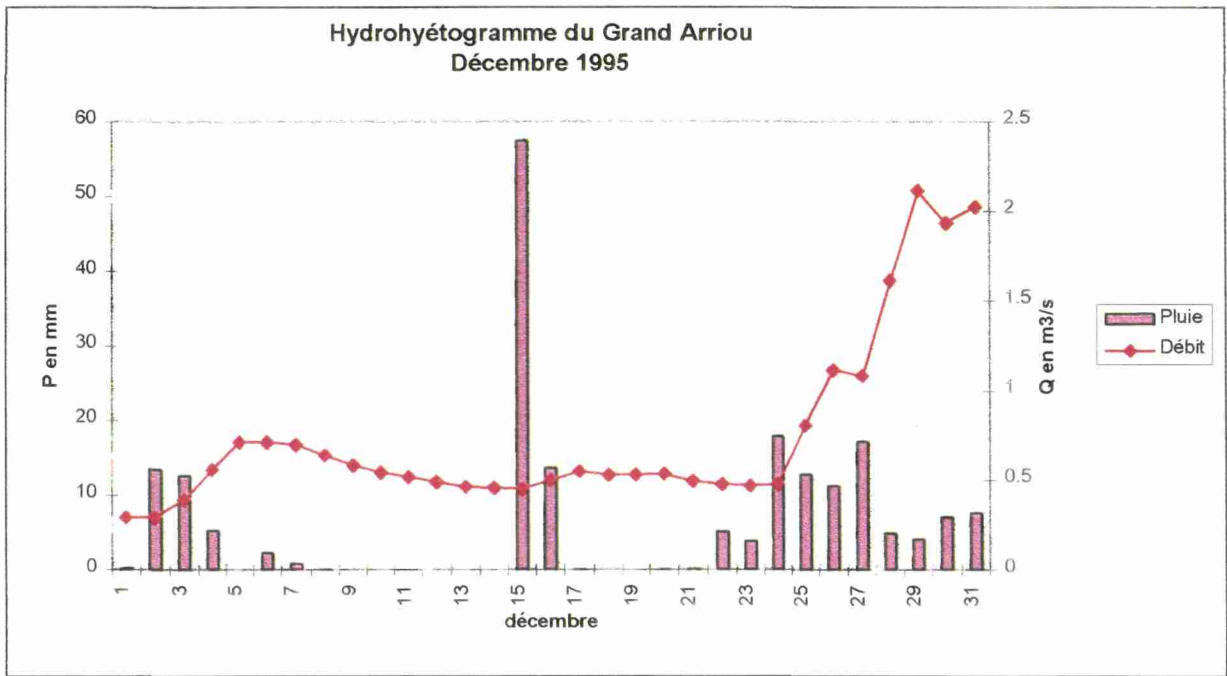


Figure 13

3.4. Etude des relations pluies-débits

L'étude des relations pluie-débit dans un petit bassin versant agricole est d'un grand intérêt. Elle pourrait permettre de calculer les débits à l'exutoire du bassin versant, directement à partir des données pluviométriques, facilement disponibles.

D'une manière générale, les modèles d'étude des relations pluies-débit sont composés de trois fonctions indépendantes juxtaposées (Jaton, 1982) :

- 1- Détermination de la forme du hyétogramme des pluies que l'on veut transformer en débit.
- 2- Fonction de rendement (ou de production) qui établit le volume susceptible de ruisseler.
- 3- Fonction de transfert (ou d'étalement ou de modulation) qui permet de passer de la pluie nette à l'hydrogramme de ruissellement.

Dans ce paragraphe, nous aborderons l'approche qualitative des phénomènes d'écoulement à l'échelle d'un bassin versant en effectuant l'analyse de l'hydrogramme afférant à une averse. Nous présenterons par la suite la capacité de la modélisation hydrologique à aborder la quantification des flux hydriques, couplés à terme à ceux d'azote et de phosphore.

Nous avons donc effectué la comparaison des hyétogrammes relevés sur un bassin versant au cours d'une averse, avec les hydrogrammes correspondants. En découlent des informations sur la fonction de transfert pluie-débit du bassin versant.

Une analyse graphique de l'hydrogramme des débits sous forme logarithmique permet sa décomposition en deux parties : l'hydrogramme d'écoulement souterrain et du ruissellement.

Le coefficient de ruissellement caractéristique du bassin versant peut alors être calculé.

Disposant de séries de données journalières de débit de 1994 et 1995 à l'exutoire du Grand Arriou, le bassin versant a pu être étudié. Quant à celui du Tagon, le débit n'étant mesuré que depuis novembre 1995, une telle analyse ne pourra être effectuée qu'ultérieurement.

Les deux hydrogrammes (figure 13) ont été choisis pour différentes raisons :

- ils sont caractéristiques de deux saisons hydrologiques distinctes (été et hiver)
- l'averse à l'origine de cet épisode de crue a presque les mêmes caractéristiques dans les deux cas.

Etude des pluies

Il faut tout d'abord isoler des épisodes d'averse car cette notion est en effet très importante pour l'hydrologie de bassins versants de taille réduite. Elle peut être définie comme un épisode pluvieux continu, dont les principales caractéristiques sont la durée, la hauteur d'eau précipitée et les différentes intensités.

C'est l'hydrogramme (courbe des débits en fonction du temps) de réponse à cette averse qui pourra être analysé. Dans les deux exemples présentés, les deux averses sont presque équivalentes : durée de 2 jours, hauteur d'eau précipitée de 50

mm dans le premier exemple et 70 mm dans le deuxième, intensité de la pluie comprise entre 25 et 35 mm/jour, avec des variations d'intensité identiques (forte averse le premier jour, et plus faible le second.).

Toute l'eau précipitée ne se retrouvera pas à l'exutoire. Une partie sera interceptée, par la végétation en général, puis rapidement évaporée, ou évaporée à la surface du sol, ou stockée dans les dépressions de surface.

Ce sont les composantes des pertes, qui sont assez difficiles à déterminer. Elles sont fonction du temps, des caractéristiques des précipitations, du type de sol (texture, structure), de la couverture végétale (type, densité, âge), des conditions antécédentes d'humidité, ...

L'analyse des hydrogramme (G. Remenieras, 1960), présentée par la suite tient compte de la pluie brute, les calculs pourront donc être affinés en estimant ces sources de perte.

Etude des débits

Les données dont nous disposons sont des données journalières de 1994 et 1995, recueillies par la DIREN.

Forme et analyse de l'hydrogramme :

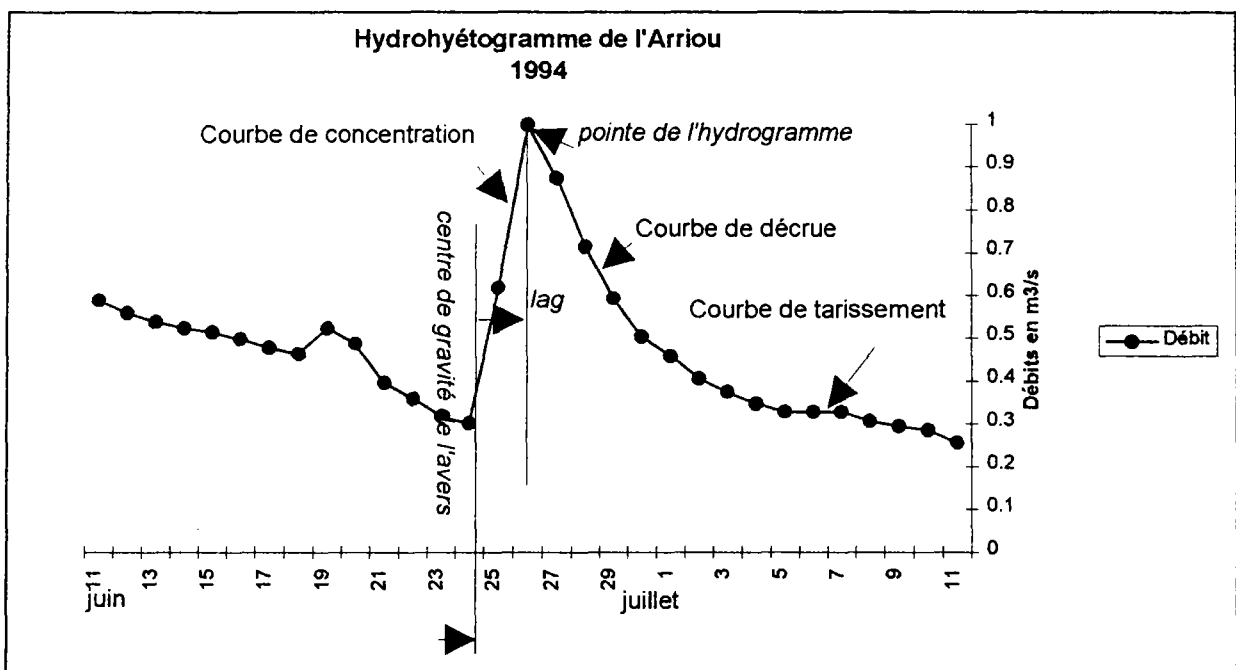


Figure 14

L'analyse de l'hydrogramme (figure 14) montre que le temps écoulé entre le centre de gravité de l'averse et la pointe de l'hydrogramme correspond au temps de réponse du bassin versant. Il dépend des caractéristiques du bassin versant et de la durée de l'averse.

La courbe de décrue

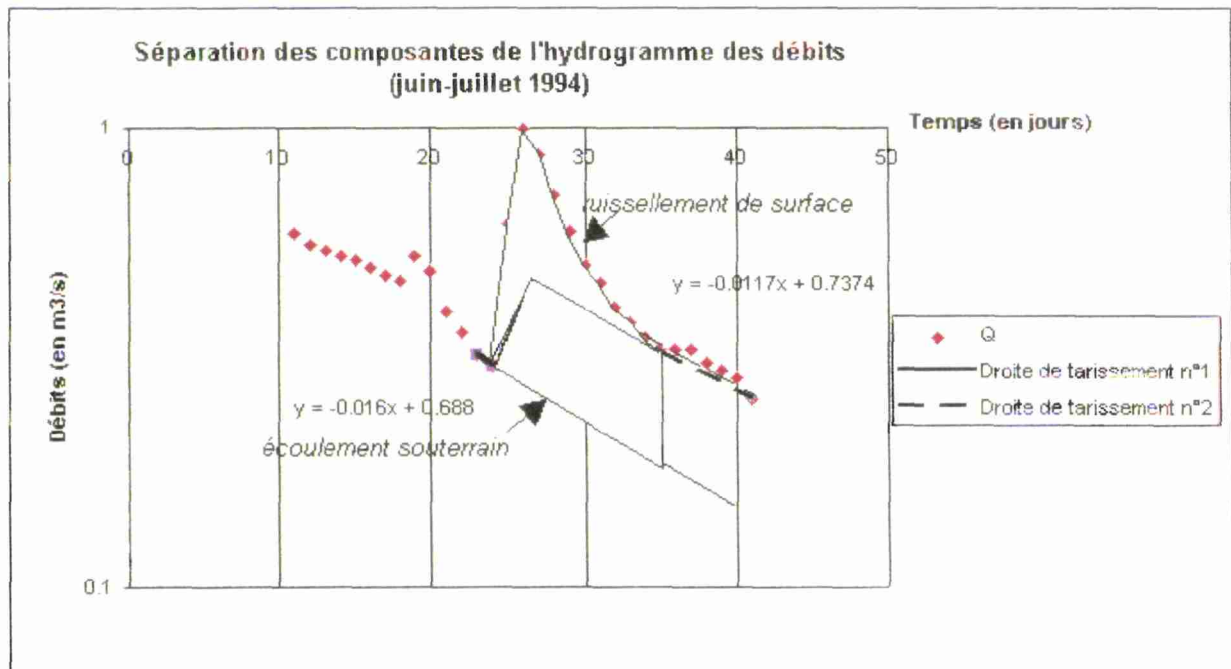
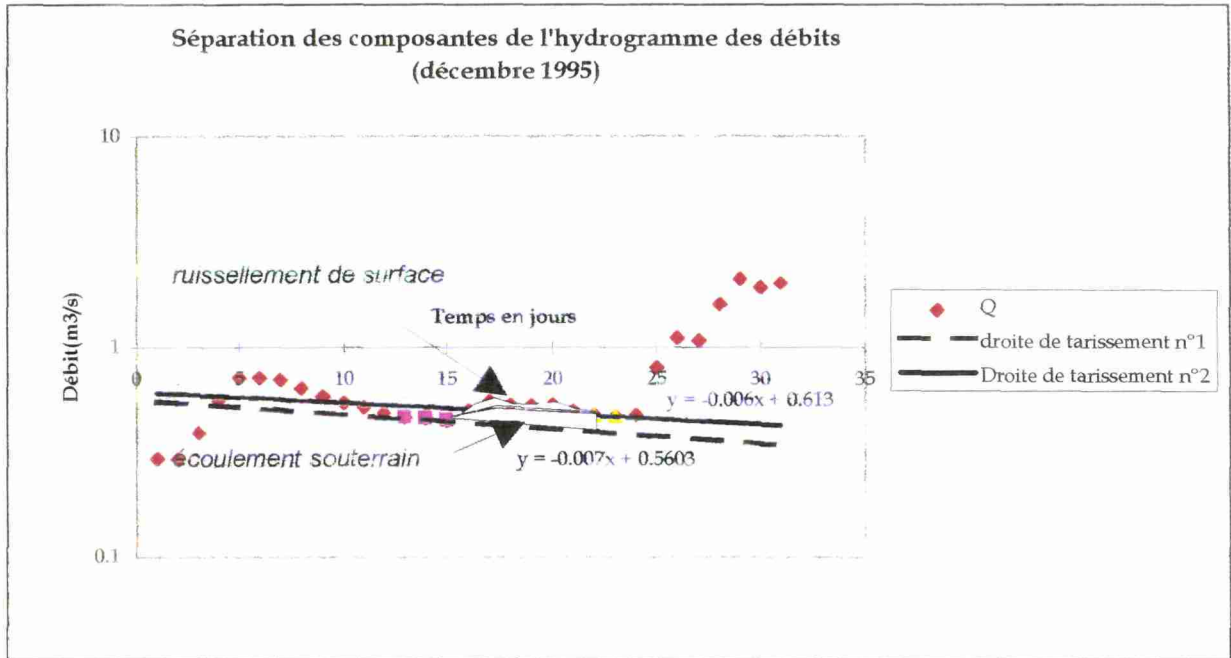


Figure 15

Elle traduit la réponse du bassin versant, lorsque les apports météorologiques sont terminés (en régime non influencé). Elle est donc seulement fonction du réseau hydrographique et des écoulements souterrains. Ainsi, elle est représentable par une équation générale applicable à toutes les averses tombant sur le bassin, selon la loi de Maillet :

$Q_t = Q_0 * e^{-\alpha t}$, avec Q_0 débit antérieur pris arbitrairement comme origine, et α le coefficient de décrue.

L'écoulement à l'exutoire étant la somme de l'écoulement superficiel et de l'écoulement souterrain, la courbe de décrue peut être décomposée en deux courbes, caractéristiques de chaque écoulement.

En coordonnées semi logarithmiques, cette courbe devient une droite, $\log Q_0$ étant l'ordonnée à l'origine et $-\alpha$ le coefficient directeur de la droite.

La courbe de tarissement

Son commencement marque la fin du ruissellement de surface, il s'agit donc de la courbe de décrue des eaux souterraines.

Soit $W = \int_0^\infty Q_t dt = \int_0^\infty Q_0 e^{-\alpha t} dt = Q_0/\alpha$, c'est une estimation par défaut de la capacité de rétention du bassin (l'eau emmagasinée dans les réserves à l'instant 0), par défaut car cela ne tient pas compte de l'évaporation.

Cette connaissance des réserves du sous sol pourrait permettre d'extrapoler l'humidité des couches superficielles du sol.

Application aux exemples choisis :

Q_0 est le premier débit de la courbe de tarissement, et α la pente de la droite de tarissement présentée ci-dessous.

été : $Q_c = 0.3273$, $\alpha = 0.0117$, d'où $W = 0.3273/0.0117 = 28 \text{ m}^3$,

hiver : $Q_0 = 0.481$, $\alpha = 0.006$, d'où $W = 0.481/0.006 = 80 \text{ m}^3$.

Séparation des deux composantes de l'hydrogramme

La méthode utilisée est une méthode approchée, elle utilise le fait qu'en coordonnées semi-logarithmiques, les courbes de décrue sont des droites. La prolongation de la courbe de tarissement jusqu'à la pointe de l'hydrogramme constitue l'hydrogramme de l'écoulement souterrain (la courbe de montée n'étant pas précisément définie).

La décomposition des hydrogrammes est présentée sur la figure 15.

Le coefficient de ruissellement correspond au rapport des aires blanches figurées sur la figure 15. La surface définie par le haut du pic équivaut au ruissellement de surface et la seconde à l'écoulement souterrain. Ce coefficient est de 1.09 pendant l'été : le ruissellement est du même ordre que l'infiltration.

Ce coefficient n'est représentatif que de la saison estivale, pour une humidité normale, limite sèche.

L'hiver, le coefficient de ruissellement est de 0.49. La quantité d'eau ruissellant en surface n'est que la moitié de l'eau qui s'infiltré.

Ce coefficient n'est cependant représentatif que de la saison hivernale, dans des conditions d'humidité du sol normales.

Dans les exemples choisis, le 24 juillet 1994, l'I.P.A. est de 52.5 mm, tandis qu'il atteint 73.5 mm le 14 décembre 1995.

La situation est normale dans les deux cas, quoique à la limite d'une situation sèche dans le premier cas. Cet élément peut donc expliquer en partie le fait que le ruissellement de surface est beaucoup plus élevé en été qu'en hiver.

Une telle séparation de l'hydrogramme en deux parties n'est représentable que lorsque l'effet d'une averse entraîne une augmentation du débit de base. Dans le cas contraire, l'averse ne produit aucune infiltration, toute l'eau précipitée ruisselle.

L'analyse de l'hydrogramme de juillet 95 est représentative des mois de juin et de juillet moyens : le débit augmente ou est constant. Celui de décembre 94 n'est pas représentatif des mois de décembre moyens pendant lesquels le débit diminue, mais il illustre la répartition des écoulements des autres mois de l'hiver, à savoir janvier et février (le débit augmente).

Les hydrogrammes du printemps et de l'automne n'ont pu être analysés, ne disposant pas d'épisodes d'averses assez isolés.

4. Indicateurs chimiques de la qualité de l'eau

La qualité de l'eau des bassins versants sera abordée suivant deux lignes directrices, tout d'abord l'analyse des concentrations des nutriments azote et phosphore, puis les flux déversés par ces cours d'eau.

Les composés azotés et phosphatés sont particulièrement ciblés dans cette étude, car ils font partie des polluants majeurs responsables de la dégradation des écosystèmes aquatiques dulcaquicoles et marins (eutrophisation accélérée).

4.1. Présentation du protocole de suivi de la qualité de l'eau

Les prélèvements d'eau et les analyses chimiques sont effectués une fois par semaine, associés aux mesures de débits. Cette simultanéité permet de calculer des flux, à l'échelle du bassin ou d'un tronçon.

Les concentrations mesurées instantanément, sont en effet extrapolées sur une semaine, en parallèle avec les débits (voir §3.3.1.).

Cependant, de même que certaines crues ne sont pas décelables avec ce pas de mesure, les flux notables de nutriments qui y sont associés ne sont pas comptabilisés. Inversement, si le prélèvement est effectué en période de crue passagère, le flux hebdomadaire calculé sera surestimé.

Pour palier ces imprécisions, des préleveurs automatiques (Echantillonneur ISCO) ont été installés sur chaque ruisseau au niveau des stations équipées de mesures en continu du débit. Ces préleveurs sont asservis au DATATAKER, programmé pour piloter le fonctionnement de la pompe, avec un pas de temps défini, au delà de certains débits annonceurs de crue.

Les paramètres analysés sont :

- sur le terrain : pH, conductivité, température, concentration et pourcentage de saturation en oxygène.
- au laboratoire :
- les matières en suspension (% minéral et % organique),
- les orthophosphates et phosphore total,
- les formes de l'azote (nitrates, nitrites, ammonium et organique).
- le fer.

4.2 Rappels sur le cycle de l'azote et du phosphore

4.2.1. L'azote

Dans le sol, l'azote est stocké dans l'humus sous *forme organique*. On distingue la matière organique plus ou moins fraîche, en voie d'humification et l'humus stable, matière organique liée au sol (dose environ 5 % de N organique). L'humification est réalisée sous l'action de la flore bactérienne, tout comme la minéralisation. Cette seconde étape est réduite car seulement 1 à 2 % de l'humus stable est minéralisé par an. Les vitesses de transformation dépendent de la température du sol et essentiellement de son oxygénation.

Au stade ultime de cette évolution, l'azote est devenu nitrique, principale forme disponible pour les végétaux.

L'humus augmente également la capacité d'échange des ions du sol, car avec l'argile il constitue l'essentiel du complexe absorbant, régulateur de la nutrition de la plante. L'humus est donc à la fois source d'azote disponible pour les plantes, et retient ensuite les nutriments produits dans le sol.

Notons que les bactéries du sol constituent elles même un pool d'azote organique très important, sans cesse minéralisé et reconstitué.

La forme ammoniacale est une forme transitoire dans les sols. Soluble mais bien retenue par le pouvoir absorbant du sol, elle est rapidement transformée en azote nitrique (processus de nitrification), lorsque la température et les conditions d'aération sont suffisantes.

La forme nitrique est la forme essentielle de l'azote absorbable par les plantes, très soluble dans l'eau, elle n'est pas retenue par le pouvoir absorbant du sol.

Dans l'eau, les formes solubles de l'azote sont les mêmes que dans la solution du sol, et l'azote organique, essentiellement particulaire est composé principalement de débris végétaux plus ou moins décomposés.

Les apports d'azote d'origine anthropique sur les bassins sont essentiellement d'origine agricole (sous forme nitrique surtout), et d'origine domestique (azote organique sous forme d'urée surtout).

Le cycle de l'azote

Chacun des réservoirs participe au cycle de l'azote, les transferts d'azote entre eux peuvent être estimés à différentes échelles, de la parcelle à la région, donc également du bassin versant.

Il nous faut considérer le cycle de l'azote dans le sol, afin de préciser la nature des apports au cours d'eau, puis le cycle au sein de ce dernier, en liaison avec l'atmosphère. Les formes d'azote mises en jeu dans le cycle étant pour la plupart solubles dans l'eau, les processus biochimiques liés au cycle de l'azote sont comparables dans la solution du sol et dans le cours d'eau.

L'azote organique est transformé en ammonium par les processus bactériens d'**ammonification**, par des bactéries hétérotrophes aérobies dans la zone oxygénée

CYCLE DE L'AZOTE

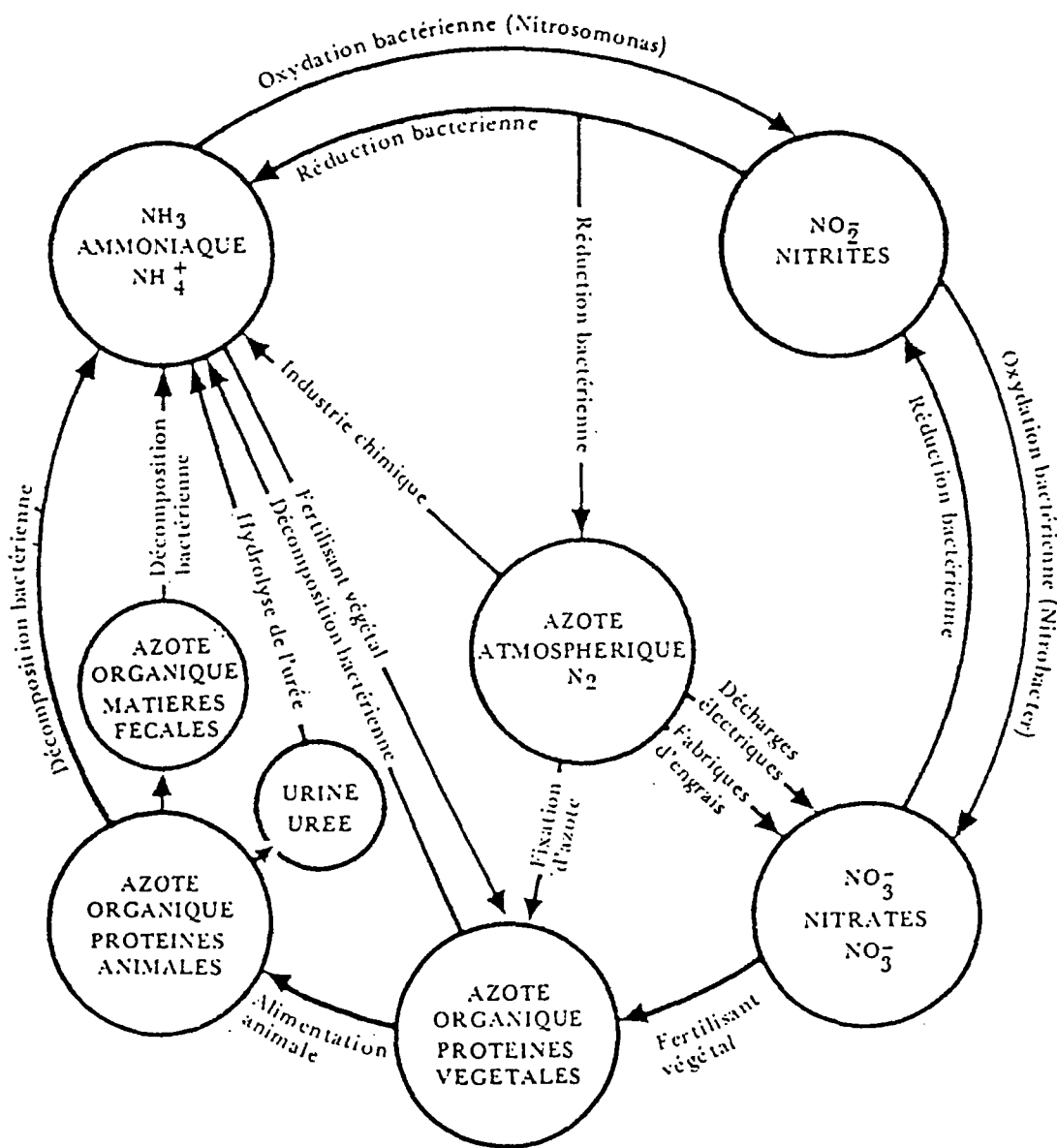


Figure 16 (Brémond, 1973)

du sol et par des bactéries fermentatives dans la partie inférieure anaérobie (figure 16).

Cet ammonium subit ensuite la **nitrification**, dans des conditions aérobies, il est oxydé en nitrites puis en nitrates. Les vitesses de transformation dépendent de la température, de l'oxygénation et de la matière organique."

Les nitrates peuvent ensuite être réduits selon trois voies différentes :

-**réduction assimilatrice** du nitrate en ammonium, dans la *zone aérobie du sol ou du sédiment*. Ce mécanisme est régulé par la concentration en NH_4^+

- **réduction dissimilatrice** du nitrate en ammonium, dans la *zone anoxique*. Ce mécanisme est régulé par la concentration en oxygène dissous. Des molécules carbonées incomplètement oxydées sont produites lors de cette fermentation.

- **réduction du nitrate en produits gazeux solubles** (oxyde nitreux NO_2 et azote moléculaire N_2), soit **dénitrification**. Ce mécanisme s'effectue dans les mêmes conditions anoxiques que le précédent, par des bactéries aérobies facultatives. Les produits organiques carbonés sont totalement oxydés en CO_2 par l'intermédiaire du cycle de Krebs.

Ce dernier processus est très présent dans les milieux aquatiques, il réalise une réelle élimination de l'azote (autoépuration au sens strict).

Cas particulier de la fertilisation azotée du maïs sur les sols des Landes

Les engrais azotés les plus couramment utilisés sont de trois formes : nitrique, ammoniacale et uréique.

Etant absorbé par la plante principalement sous forme nitrique, les microorganismes du sol vont faire évoluer les diverses formes de l'azote vers l'azote nitrique :

urée $\rightarrow \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$.

Ce processus est dépendant de la température

Des études réalisées par l'I.T.C.F. présentent les délais suivants pour que la moitié de l'engrais apporté soit passé sous forme nitrique :

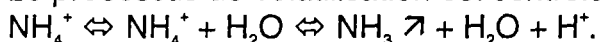
- température moyenne entre 9 et 12 °C, NH_4^+ , 17 jours ; urée, 22 jours,
- température moyenne entre 13 et 17 °C, NH_4^+ , 10 jours ; urée, 14 jours.

A Mont de Marsan, les températures moyennes relatives aux mois d'épandage d'engrais sont les suivantes :

- avril, 11.3
- mai, 15.1
- juin, 18.2
- juillet, 20.9.

Notons que l'urée est rapidement transformée en ammonium, mis en réserve sur le complexe argilo-humique et libéré progressivement. Des pertes peuvent alors se produire, par *volatilisation d'ammoniac*, qui diminue le potentiel nutritif de l'engrais apporté. Un sol sec, ni biné, ni arrosé pendant cette période peut subir des pertes de 20 % de cet azote ammoniacal.

Le processus de volatilisation est contrôlé par une série d'équilibres chimiques :



H⁺ sera neutralisé dans l'eau par HCO₃⁻, pour donner H₂O + CO₂.

L'ammoniac est le composé alcalin le plus abondant dans l'atmosphère, qui se transforme en ammonium par contact avec l'humidité de l'air, ou des oxydes tels que SO₂ ou NO₃.

Le couple acide / base (NH₄⁺ / NH₃) ainsi formé peut selon les cas :

- soit neutraliser l'acidité de l'air,
- soit contribuer aux pluies acides.

Il semble que 50 % des retombées soient localisées à proximité du lieu d'émission. Dans le cas du bassin versant du Grand Arriou, reste à savoir si sa taille est suffisante pour que les retombées s'effectuent à l'intérieur. Ces retombées peuvent avoir des conséquences néfastes sur la végétation et sur le sol, entraîner une acidification locale non négligeable.

(J-F Moal & J. Martinez, 1995)

4.2.2. Le phosphore

Sources de phosphore

Naturellement, le phosphore :

- est présent sous forme minérale dans la croûte terrestre, notamment dans les roches éruptives (0.13 à 0.45 % de P);
- est l'un des constituants principaux de la matière vivante, il est donc aussi très présent sous forme organique. Ceci dit, ces réserves sont faibles.

A l'opposé, les rejets urbains et industriels sont des sources de pollutions ponctuelles importantes, essentiellement par les rejets de stations d'épuration. Sur les deux bassins versants étudiés, l'activité industrielle est absente, et l'urbanisation est disséminée voire inexistante.

L'agriculture, par l'apport d'engrais qu'elle utilise est une source d'apports diffus de phosphore.

Les différentes formes du phosphore dans le sol

Le phosphore inorganique est présent sous forme soluble dans l'eau du sol pour moins de 0.05 % du phosphore total. C'est la forme assimilable du phosphore par les plantes.

Le phosphore du sol est essentiellement sous forme labile et sous forme fixée.

La forme labile : phosphore particulaire qui peut passer en solution par des échanges ioniques.

La forme fixée : phosphore rétrogradé (phosphore apatitique) ou appartenant à la roche mère (apatite), qui n'est pas en équilibre direct avec le phosphore soluble.

Il existe aussi une forme intermédiaire : acide phosphorique précipité ou combiné à l'état de phosphates peu solubles (phosphate de calcium, de fer, d'alumine).

Le phosphore organique constitue 25 à 50 % du phosphore total du sol. Il se présente sous forme particulaire (humus essentiellement), et sous forme dissoute. Il appartient à la réserve facilement mobilisable du sol, l'activité microbienne réalisant la minéralisation de l'humus.

CYCLE DU PHOSPHORE

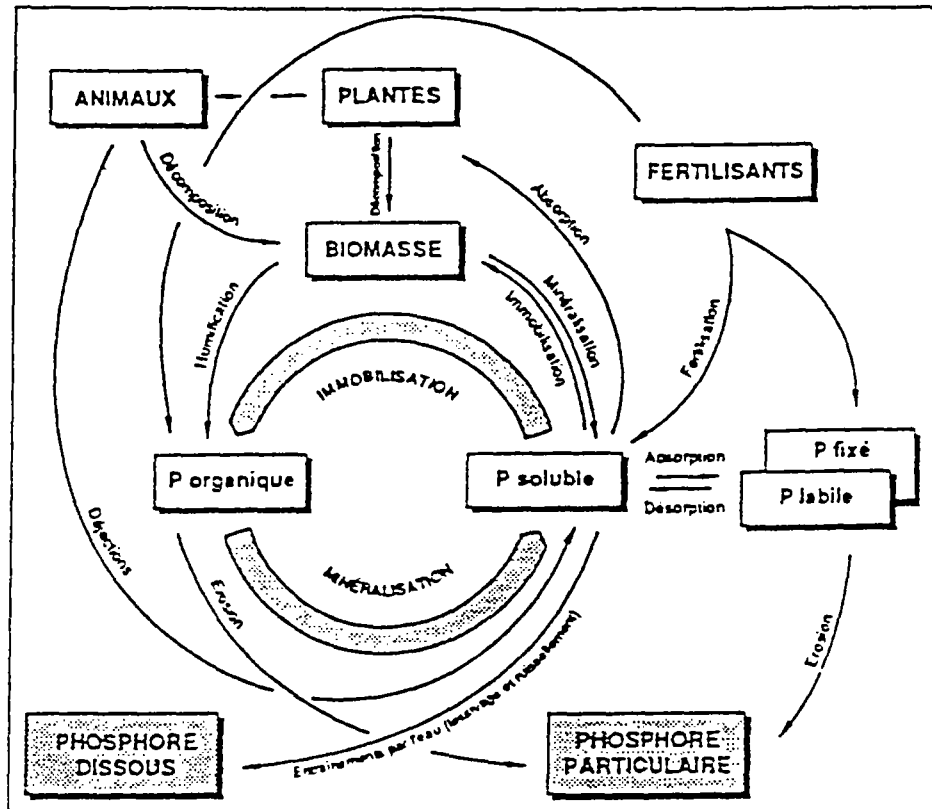


Figure 17 (Kauark Leite, 1990)

Le cycle du phosphore

Le phosphore est un élément très réactif dans le milieu naturel, les changements d'états et de formes sont régis par des mécanismes physiques et biologiques complexes.

Les grands types de réactions qui interviennent sont (figure 17) :

- *adsorption* : propriété des solides de retenir à leurs surfaces les molécules des phases gazeuses et aqueuses.

- *désorption* : transfert d'une substance de la phase solide vers la phase liquide.

Les ions phosphoriques peuvent en effet être fixés sur le complexe argilo-humique par l'intermédiaire du calcium, ainsi une partie de l'acide phosphorique apporté par les engrais se met en réserve, et peut être ensuite restitué à la solution du sol au fur et à mesure que la plante prélève du phosphore. Des hydroxydes de fer et d'aluminium, surtout dans les sols acides tels ceux des Landes, peuvent fixer les ions phosphoriques. Une grande partie du phosphore mobilisable dissous dans l'eau est ainsi adsorbée.

- *minéralisation* : processus de transformation du phosphore organique en phosphore minéral par l'intermédiaire de l'activité microbienne.

- *immobilisation* : par le stockage au niveau de la matière organique vivante et morte,

- *relargage* : fréquent au niveau de sédiments anoxiques.

Les facteurs influençant le cycle du phosphore, soit les vitesses de réaction, sont :

- la température et le sel dissous (tel que KCl) qui augmentent les vitesses d'adsorption,

- le pH et l'oxygène dissous modifient les équilibres chimiques (le pH influe sur la concentration en phosphore soluble),

- le temps influe sur l'adsorption des phosphates (une phase rapide de quelques heures et une autre lente de quelques semaines).

Conclusion

Le phosphore est un élément très présent dans le sol, principalement sous forme particulaire et très réactif. La teneur en acide phosphorique des solutions du sol est toujours faible, de l'ordre de 0.2 à 0.5 mg/l, soit 0.2 à 0.5 kg/ha en terre cultivée. Cette concentration tend à rester constante et se trouve lié à un équilibre établi entre dissolution dans l'eau (désorption)

La quantité de phosphore total est donc très différente de la quantité de phosphore réellement mobilisable ou bioassimilable.

Hors pollution urbaine ou industrielle dans les eaux, la forme principale du phosphore est particulaire, du fait de sa faible solubilité. Les pertes depuis les surfaces agricoles par exemple se font par érosion, soit par le vent, soit par le ruissellement de surface.

L'azote est aussi un élément très réactif, dont la forme est régie essentiellement par la teneur en oxygène du milieu. Les nitrates sont assez stables dans des conditions oxiques, très solubles et non retenus par le pouvoir absorbant

du sol. Ainsi même s'il s'agit de la forme principale de l'azote absorbable par les plantes, les nitrates sont facilement lessivables.

i

4.3. Diagnostic actuel de la qualité de l'eau

Cette approche est réalisée sur la base des concentrations de l'eau en éléments dissous en comparant les résultats aux exutoires de deux bassins versants (annexe 4).

Afin de prendre en compte les variations saisonnières et interannuelles, le suivi de la qualité de l'eau est généralement effectué au moins sur une année, voire plusieurs. L'analyse qui suit étant basée sur une période de 10 mois, les conclusions émises devront être confirmées par la suite.

4.3.1. Présentation des paramètres suivis en termes de qualité de l'eau

La qualité de l'eau a été appréciée à partir de la grille de qualité générale de l'eau, ainsi que deux autres grilles, utilisées pour le phosphore et pour les nitrates établie (annexe 5). Elles ont été établies par l'Agence de l'Eau et la DIREN. La classe prise en compte est celle atteinte par au moins 10 % des plus mauvaises valeurs.

Il convient de signaler que ces grilles ont des limites, notamment lorsque la qualité des eaux est liée à la nature géologique et pédologique du bassin versant. C'est ici le cas du pH et des concentrations en fer qui résultent de substrats acides et d'horizons riches en fer. L'interprétation des classements en terme de pollution est donc dans ce cas à éviter.

La température de l'eau

C'est un facteur important de la vie d'un cours d'eau sur lequel outre existence de rejets de centrale, il n'y a pas beaucoup de possibilités d'amélioration. Les températures moyennes mesurées sur les cours d'eau sont 10.8 °C pour le Tagon et 12.75 °C pour l'Arriou.

Ce facteur influe sur les autres caractéristiques physico-chimiques de l'eau : évaporation, solubilité de l'oxygène, dépôt des sédiments et vitesses de réaction (Brémond et Vuichard, 1973).

Par exemple, une augmentation importante de la température peut provoquer une diminution d'oxygène dissous et une accumulation de molécules non complètement décomposés, voire des phénomènes de fermentation.

Quant à son action sur les être vivants, elle est primordiale car elle détermine les vitesses des réactions chimiques vitales, et ainsi la productivité des eaux douces.

Cependant chaque espèce aquatique ne peut vivre que dans un intervalle de température défini (de 3 à 23-25°C pour la truite par exemple). On peut même définir un "préférendum thermique", de 15 °C pour la truite arc en ciel et de 23-24 °C pour le gardon. Ces ordres de grandeur sont du même ordre que les températures des cours d'eau, la température n'est pas l'élément limitant la colonisation de ces milieux par les poissons.

L'oxygène dissous et le pourcentage de saturation

Sa présence dans les eaux de surface joue un rôle prépondérant dans le maintien de la vie aquatique.

Normalement, la teneur en oxygène dissous est proche de la saturation, ceci est vérifié dans le Tagon (89.5 %) et le Grand Arriou (98.8 %), témoins d'une qualité bonne à excellente.

Elle est la résultante de deux phénomènes antagonistes :

- la consommation d'oxygène pour dégrader les matières organiques polluantes,
- la dissolution d'oxygène atmosphérique au niveau de la surface du cours d'eau et l'action photosynthétique.

Le phénomène de photosynthèse peut expliquer les sursaturations observées.

Sa solubilité dépend de la température et de la minéralisation de l'eau, de la pression de vapeur saturante et de la pression atmosphérique.

Les sursaturations en oxygène ne présentent pas d'effet négatif sur les organismes aquatiques, contrairement aux faibles teneurs en oxygène qui peuvent induire des mortalités massives.

Ici les concentrations en oxygène (Tagon, 10 mg/l, Arriou, 10.5 mg/l), conviennent totalement à la vie piscicole.

Le pH

Les pH moyens mesurés sur le Tagon et l'Arriou sont respectivement de : 6.3 et 5.2, induisant une qualité de l'eau médiocre.

Dans les eaux naturelles, de la nature géologique du lit et du bassin versant. Les sols sableux des landes, très lessivables, expliquent en partie la faiblesse du pH.

La présence de zones forestières peut aussi expliquer ces pH acides compris entre 5 et 6.

Pourtant dans les zones calmes, bien ensoleillées, à forte production végétale (station 1 par exemple), on notera selon la période de la journée, des valeurs élevées (photosynthèse).

Le pH 5 est la limite inférieure de survie pour un grand nombre d'espèces, tandis que le développement de la faune et de la flore est à peu près normal pour des valeurs comprises entre 5 et 9. Entre 6 et 7.2, il est optimum pour la reproduction de nombreuses espèces animales.

Son effet se manifestera surtout à travers l'influence qu'il exerce dans les équilibres entre les autres éléments. Par exemple l'ammoniac est peu toxique sous forme ionisée pour un pH < 8, il tandis que sous forme non ionisée (NH₄OH) sa toxicité est plus élevée.

Pour l'eau potable, l'intervalle acceptable est compris entre 7 et 8.5, et pour la baignade entre 7 et 8.

La conductivité électrique

Elle donne une bonne approximation de la minéralisation d'une eau.

Dans le Tagon et le Grand Arriou, la conductivité moyenne est de 155 et 195 µS/cm, témoins d'une qualité excellente.

Ces valeurs sont compatibles avec une bonne productivité piscicole (entre 150 et 750 µS/cm) et l'irrigation agricole, (< 750 µS/cm).

La qualité est excellente pour l'alimentation humaine (conductibilité variant de 50 à 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) au vu de ce paramètre.

Les MES

Dans les eaux superficielles non polluées par l'activité humaine, les MES proviennent généralement des effets de l'érosion naturelle, des débris d'origine organique (débris végétaux...), du plancton et de dépôts ferriques (voir paragraphe fer). Il convient de signaler que sur les sols agricoles à nu, pendant l'intersaison, ou sur les coupes rases en forêt, l'érosion des sols est accélérée, chargeant les eaux en MES.

Il est admis que ces teneurs inférieures à 30 mg/l n'affectent en rien la qualité des cours d'eau. Cette valeur est rarement atteinte et seulement aux exutoires des deux bassins versants. Les teneurs moyennes en MES sont :

	Tagon	Arriou
Concentration (mg/l)	10.3	6.7
Fraction minérale (%)	45	35
Fraction organique	55	65

Leur abondance réduit la luminosité et par ce fait abaisse la productivité du cours d'eau. Dans le même temps, elle entraîne une chute en oxygène dissous en freinant les phénomènes photosynthétiques.

A ces concentrations il ne semble pas y avoir de risque pour la vie piscicole

Les MES organiques peuvent se déposer dans des zones calmes -phénomène observé à la station 5, et être mobilisées lors des crues, créant ainsi des bouffées de nutriments dans les eaux. Ces épisodes ne peuvent être constatés qu'à l'aide de préleveurs asservis au débit.

Le fer

Il est plus abondant dans les eaux du Tagon (2.91 mg/l) que dans celles du Grand Arriou (0.76 mg/l). Sa présence dans les eaux est liée à son abondance dans le sol et le sous sol de la région.

Dans l'intervalle des pH mesurés, il se trouve en solution à l'état ferreux. Cependant il est facilement oxydable (en fer ferrique insoluble) et a donc tendance à précipiter, formant des dépôts d'hydrate de fer brun qui tapissent le fond du lit des deux cours d'eau.

Ces dépôts nuisent au développement normal de la faune et de la flore aquatique et augmentent la quantité de MES, d'ailleurs en quantité plus importante dans le Tagon comparé au Grand Arriou.

Le fer ne présente aucun inconvénient du point de vue physiologique. Chez les poissons par exemple, sa toxicité est liée à un phénomène mécanique de colmatage des branchies. Elle dépend essentiellement de la forme du fer, donc du pH : la carpe meurt sous une concentration en fer de 0.9 mg/l si le pH est inférieur à 5.5, et la truite pour des concentrations de 1 à 2 si le pH est compris entre 5 et 6.7. Les deux situations sont observées fréquemment dans les deux cours d'eau.

Notons que certaines bactéries utilisent le fer comme source d'énergie : gallionella et crenothrix.

Même si le fer a peu d'effets sur les plantes, le développement de bactéries du fer peut entraîner des gênes considérables pour l'irrigation. D'autre part, la présence de sulfate de fer dans les eaux d'irrigation peut contribuer à une acidification du sol. Quant à leur utilisation alimentaire, la teneur maximum en fer est fixée en Europe à 0.1 mg/l.

Ammoniac

Les eaux du Tagon et de l'Arriou sont assez riche en ammoniac :

- Tagon, 0.08 mg/l, qualité 1B,
- Arriou, 0.13 mg/l, qualité 1A.

Ces eaux sont d'ailleurs classées parmi les eaux toxiques, oligosaprobies à B mésosaprobies (de 0.1 à 0.4 mg/l) pour les êtres vivants aquatiques. Les conséquences seraient plus graves si le pH de l'eau augmentait (proche de 8). Pour l'eau potable, les limites généralement acceptées sont de 0.05 à 0.1 mg/l.

Nitrates

Ils font partie des éléments nutritifs principaux des végétaux. Leur excès dans les cours d'eau associé à des concentrations non limitantes en phosphore provoque des proliférations végétales pouvant altérer la qualité de l'eau.

Les concentrations du Grand Arriou en nitrates sont élevées (10.15 mg/l en moyenne) ; ce phénomène ne se produit pas sur le Grand Arriou ou les teneurs moyennes sont de l'ordre de 0.7 mg/l.

Les nitrates peuvent nuire aux nourrissons, provoquant la méthémoglobinémie lorsque la teneur de l'eau dépasse 46 mg/l. Le facteur personnel reste néanmoins prépondérant. Pour les adultes, on estime que l'absorption de 500 mg de nitrate peut provoquer une inflammation des muqueuses intestinales.

La norme française pour l'eau potable fixe la teneur maximale à 50 mg/l.

Les nitrites

La présence de nitrites dans les eaux naturelles est très rare car ces composés sont facilement oxydés en nitrates. D'ailleurs les concentrations mesurées sont faibles, de l'ordre de 0.017 mg/l pour le Tagon et 0.016 mg/l pour le Grand Arriou.

La teneur limite pour une eau potable est de 0.1 mg/l, nettement supérieure aux concentrations mesurées.

Phosphore total et orthophosphates

Les orthophosphates représentent environ 25 % du phosphore total dans les deux cours d'eau, et les indices de qualité obtenus témoignent d'une pollution domestique et agricole modérée.

Dans les eaux de surface, la teneur en phosphore est généralement inférieure à 1 mg/l, ce qui se vérifie sur les deux bassins étudiés :

	TAGON	ARRIOU
Orthophosphates (mg/l)	0.032	0.019
Phosphore total	0.133	0.07
Qualité	P1	P1

L'indice de qualité témoigne de pollutions modérées sur les deux bassins versants.

En trop grande quantité, le phosphore est l'élément limitant de premier ordre de la croissance végétale en eau douce.

Il convient de signaler que les orthophosphates peuvent provoquer des troubles de santé sur l'estomac et les intestins. La teneur maximum en phosphore relative à l'eau potable est de 5 mg/l.

Conclusion

La qualité de l'eau passable pour le Grand Arriou est médiocre pour le Tagon du fait de l'acidité marquée et de la forte teneur en fer des eaux de ce dernier. Il s'agit d'une "pollution naturelle".

Quant aux fortes concentrations en fer, alliées à l'acidité du milieu, elles peuvent poser des problèmes de toxicité vis à vis de nombreuses espèces de poissons, et expliquer une faible population. Les quantités notables d'ammoniac sont également sources de toxicité vis à vis de la faune aquatique.

Les nitrates ne sont pas en concentration excessive dans les eaux du Grand Arriou, la pollution est modérée. Notons aussi une pollution modérée en phosphore dans les deux cours d'eau.

Enfin les eaux superficielles étant en contact avec les réserves souterraines, l'évolution de la qualité physico-chimique de l'eau potable est à surveiller.

Les autres paramètres témoignent d'une qualité des eaux bonne à excellente.

Paramètres	ARRIOU	TAGON
pH	3	3
CONDUC.	1A	1A
T° C	1A	1A
O2 en mg/l	1A	1A
en %	1A	1B
MES	1A	1A
Orthophosphates	PO	PO
Phosphore	PI	PI
Nitrate	NI	NO
Ammonium	1A	1B
Fer	2	3

4.3.2 Evolution de la qualité amont-aval du Grand Arriou

Les mesures à l'exutoire du bassin du Tagon sont représentatives de la qualité des eaux en tout point du ruisseau, l'occupation du sol y étant très homogène. Par contre, sur le bassin mixte du Grand Arriou, il est intéressant d'examiner la qualité d'amont en aval, notamment en ce qui concerne l'azote et les phosphore total qui sont, comme nous l'avons vu, les moteurs essentiels de la production primaire des végétaux aquatiques.

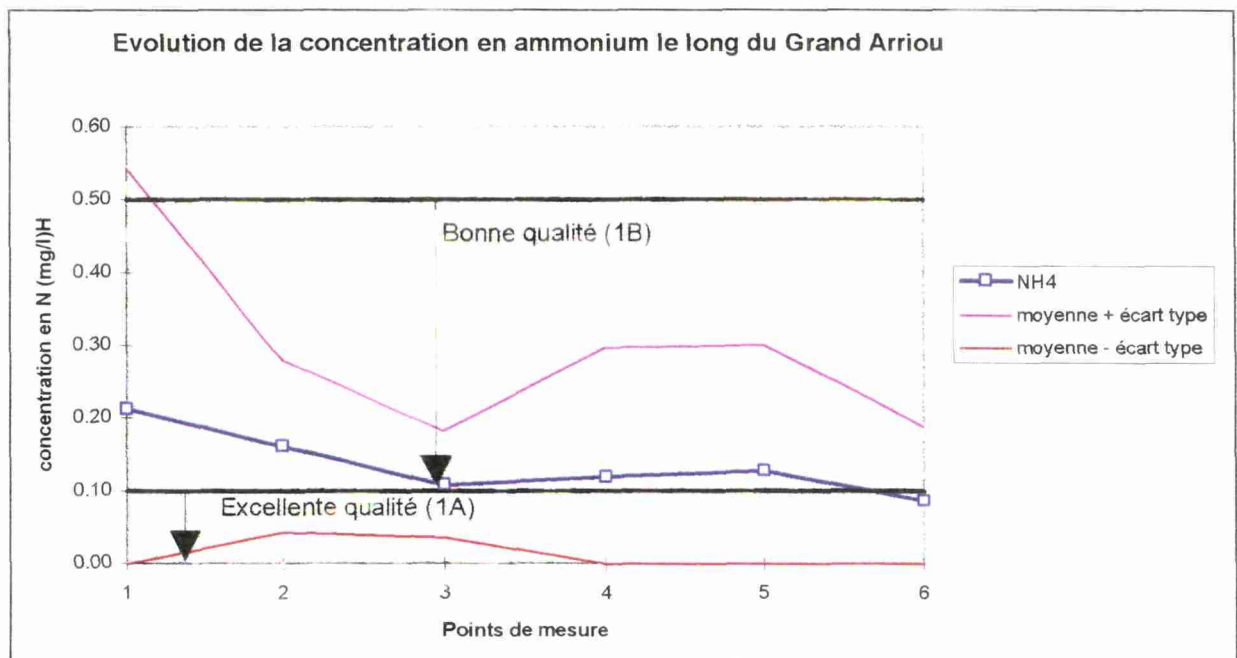
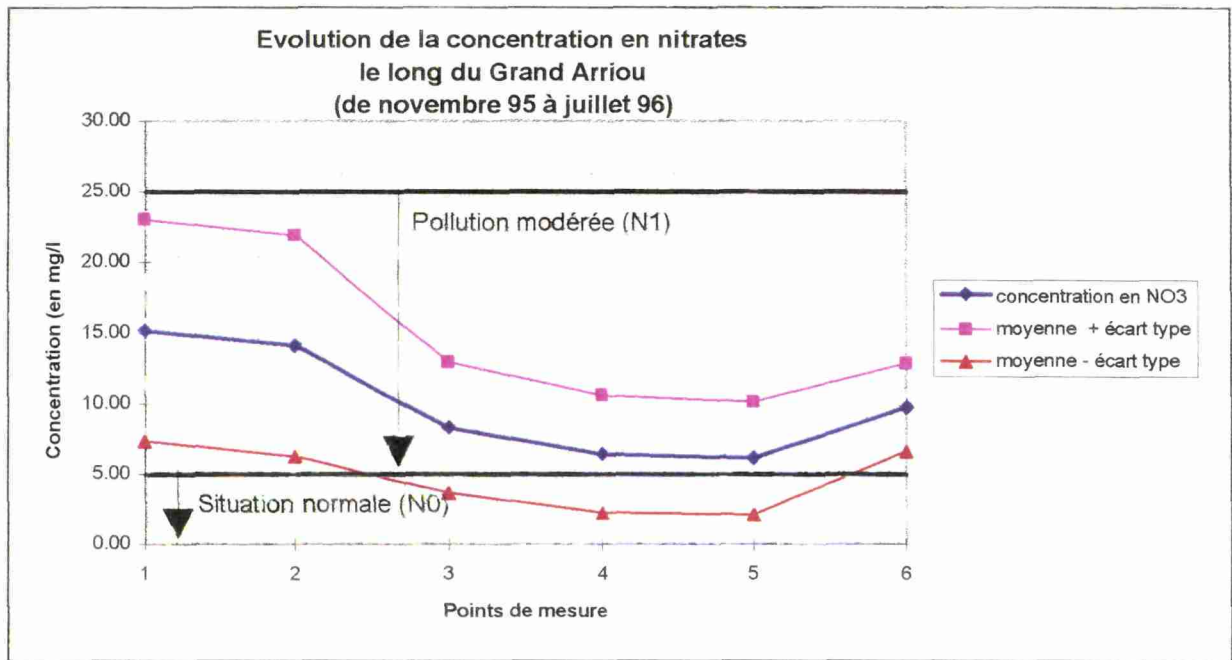


Figure 18

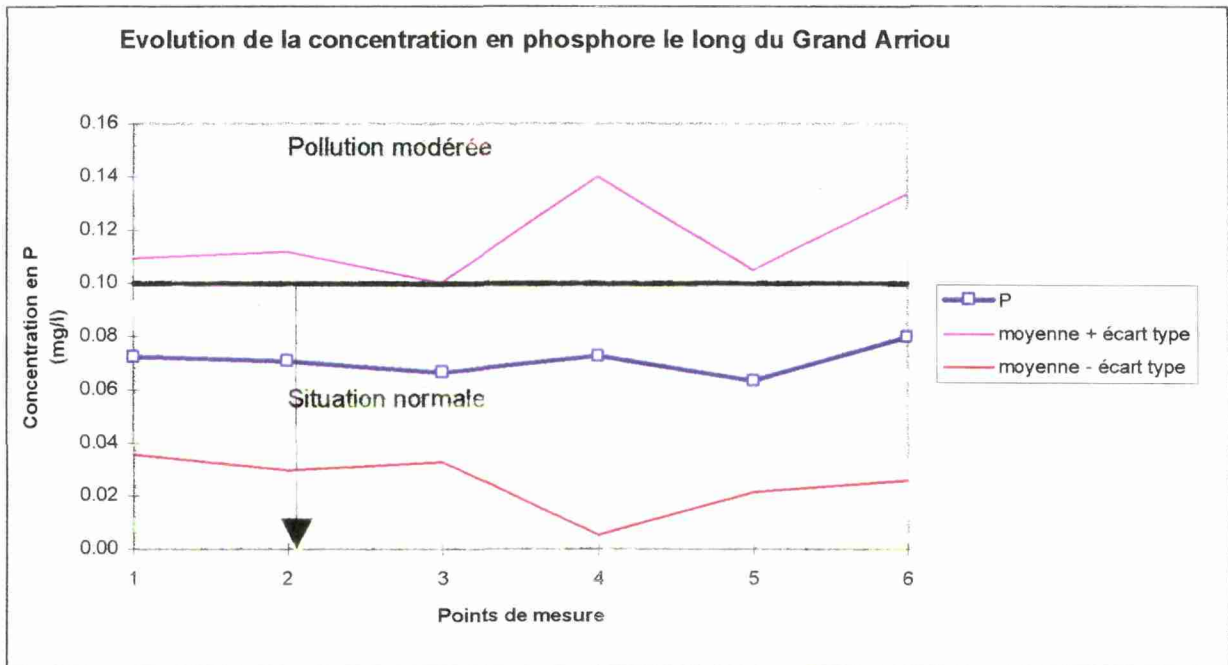


Figure 19

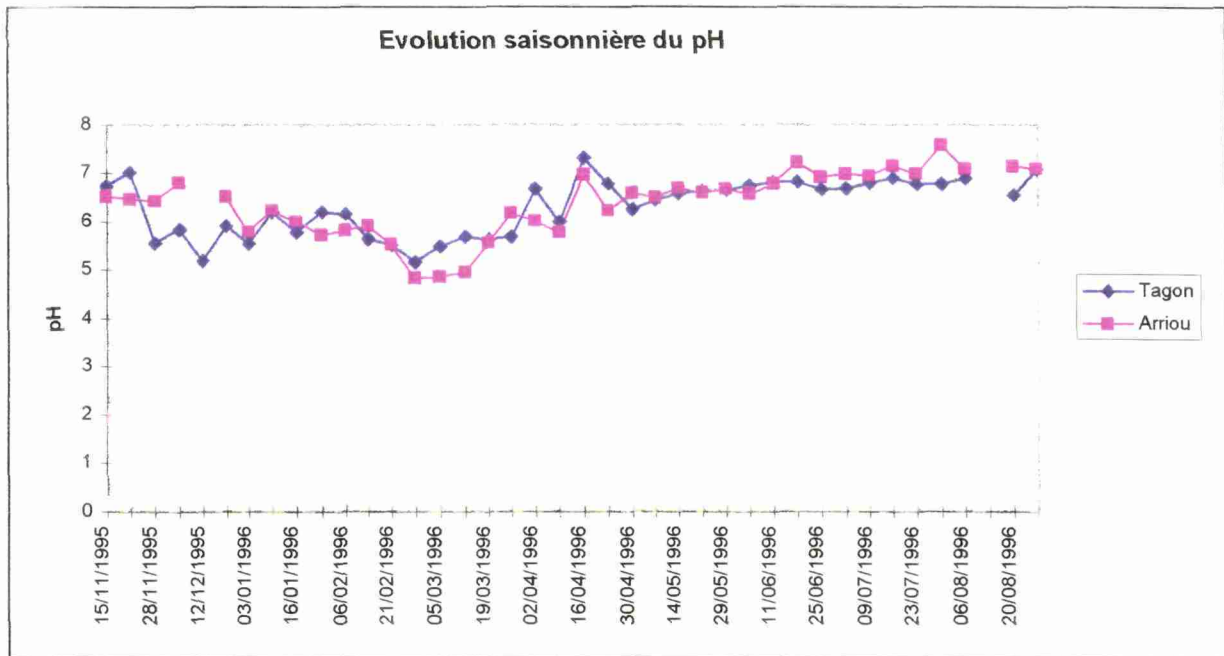
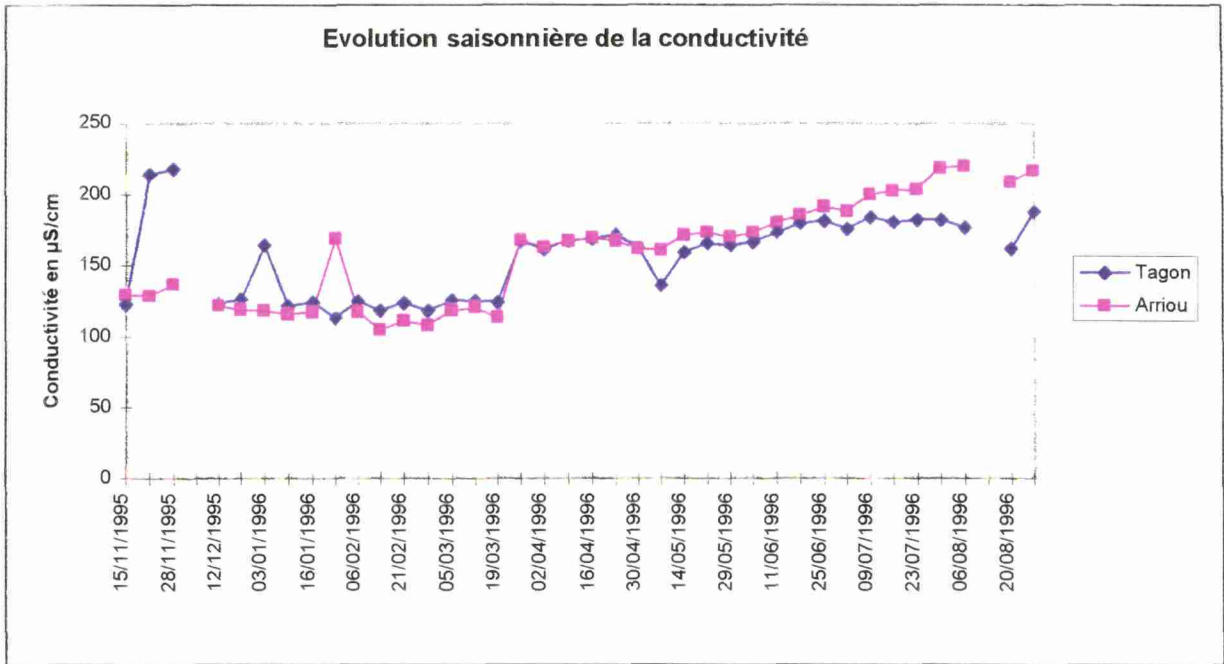


Figure 20

Les graphes présentés figure 18 identifient la station 1 comme présentant les concentrations en azote les plus élevées, et toujours par rapport à cet élément des écarts types élevés à mettre en relation avec les différents épisodes culturaux et la variabilité des épisodes pluvieux.

Les dilutions des teneurs en azote augmentent vers l'aval, sauf à la station 6 où se joint un ruisseau drainant la partie sud du bassin occupé par d'autres grandes parcelles agricoles. La comparaison des flux intermédiaires au niveau des stations 1 à 5 révèle aussi des phénomènes d'abattement.

La courbe représentative du phosphore total (figure 19), ne montre pas de tendance particulière si ce n'est au point 4, où les écarts à la moyenne traduisent selon la période, soit des abattements, soit soit des relargages. Rappelons que cette station constitue l'aval immédiat d'une lagune importante (1 km environ).

4.3.3. Variations saisonnières

Les variations saisonnières vont être considérées à l'exutoire des deux bassins versants.

Ces évolutions sont à mettre en parallèle avec les variations climatiques et le développement de la végétation.

Les tendances évolutives sont identiques entre les deux bassins versants (figure 20) notamment en ce qui concerne l'augmentation de la conductivité et du pH à partir du printemps.

Il semble néanmoins que les écarts s'accroissent entre les deux stations pendant l'été surtout pour le pH et la conductivité, ces divergences traduisent donc des fonctionnements différents des deux cours d'eau pendant cette saison.

Si les concentrations en nitrates ne présentent pas d'évolution particulière et se maintiennent à de faibles valeurs dans les eaux du Tagon, en ce qui concerne l'Arriou il en est autrement (figure 21).

En effet, deux périodes se caractérisent par de fortes concentrations en nitrates, l'hiver, en liaison avec la pluviométrie élevée et l'été, période où l'irrigation est à son maximum. En effet, à cette période, les débits mesurés sont très faibles.

En ce qui concerne le phosphore, ses concentrations dans l'eau sont très fluctuantes, on ne distingue pas d'évolution saisonnière. Les relations existant entre le phosphore total et des MES dans les eaux témoignent du fait que les excès de phosphore sont toujours simultanés de fortes élévations des teneurs en MES. La forme particulaire du phosphore est bien prédominante. En ce qui concerne le Tagon, elle pourrait fortement correspondre au détachement d'une partie de la biomasse des bactéries ferrugineuses se développant sur des substrats immergés. La forme en dents de scie de la courbe pourrait s'expliquer par ces départs épisodiques.

Conclusion

Ces variations sont liées à différents facteurs, parmi lesquels la climatologie semble essentielle. Les variations des paramètres de terrain, observées essentiellement en été sont sans doute à relier au développement de la végétation différent dans les deux cours d'eau. Les divergences les plus marquées concernent

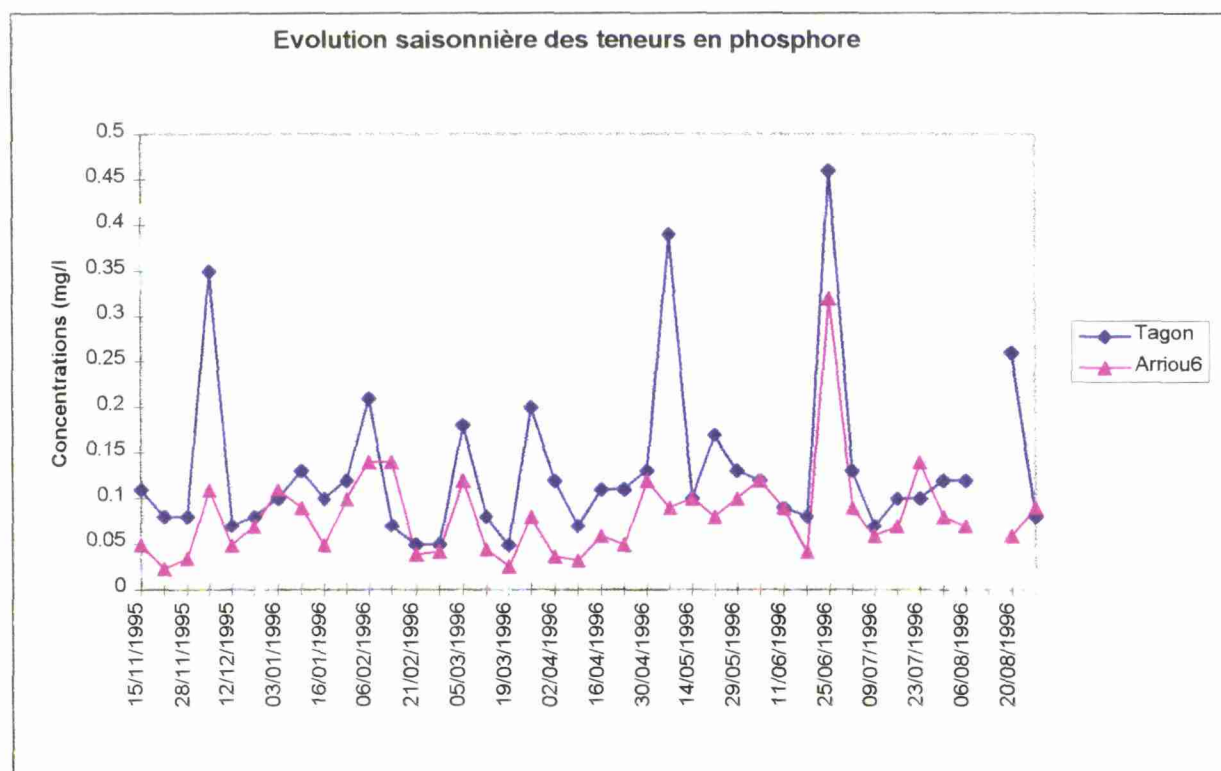
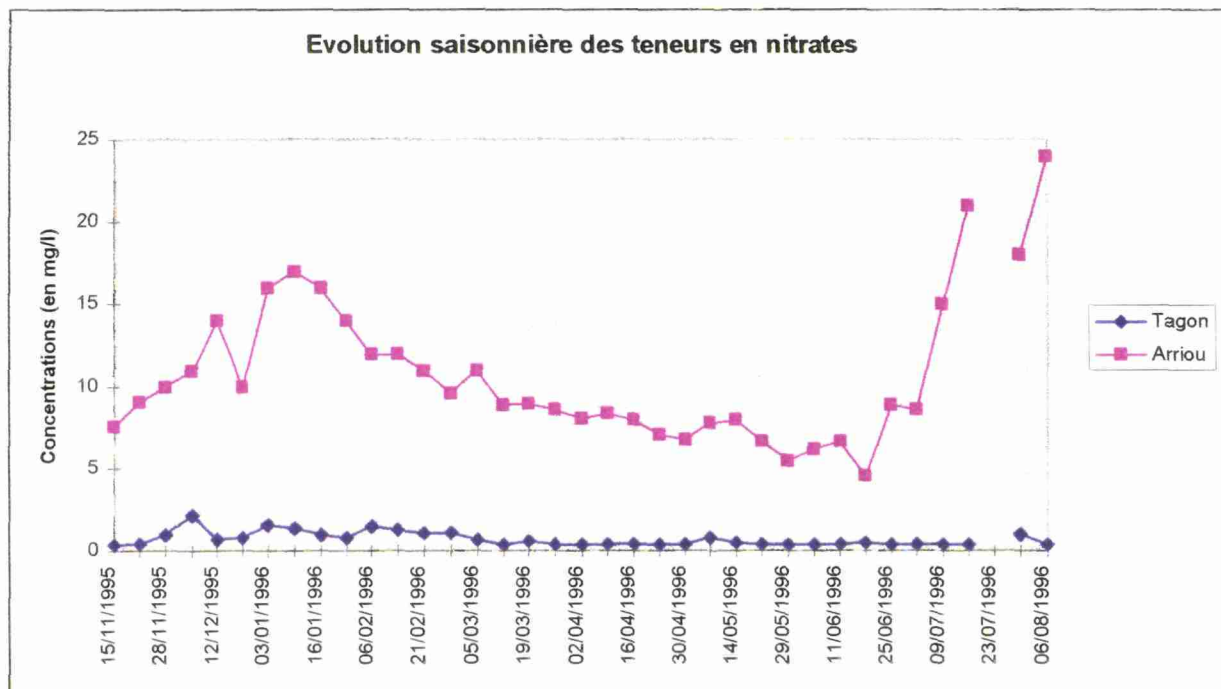


Figure 21

les concentrations en nitrates, ce que l'on ne peut expliquer que par un apport d'origine anthropique : les engrais épandus sur les terres agricoles et facilement lessivés.

4.4. Evaluation de flux de nitrates et de phosphates

Cette approche est destinée à quantifier les transits de nutriments à travers les deux cours d'eau, par rapport aux apports fertilisants effectués sur leurs bassins respectifs.

4.4.1. Bilan des apports sur les deux bassins versants

Les apports d'engrais minéraux

Les doses d'engrais proviennent d'une enquête réalisée cette année auprès des agriculteurs et correspond à l'année 95-96. Les détails concernant ces pratiques (dates, formes chimiques des engrais), sont présentés en annexe.

En moyenne, 290 Kg /ha d'azote et 91 Kg/ha de phosphore sont apportés sur les cultures de maïs, qui représentent 86 % de la S.A.U. (Surface Agricole Utile).

Bilan des apports sur les différentes cultures :

PRODUCTIONS	N (en %)	P (en %)
Maïs	96	91
Maïs doux	2.3	4.2
Carottes	0.8	3
Orge	0.9	1.8

Bilan des apports totaux en éléments fertilisants :

	N	P
QUANTITES (en tonnes/an)	489	148.6
(en Kg/ha/an)	55.2	16.7

Bien que la fertilisation phosphorée soit également une pratique courante en sylviculture, nous ne l'avons pas prise en compte dans ce bilan car en fait elle ne se pratique, en général qu'au moment du semis (50 kg/ha).

La fertilisation étant adaptée aux besoins des cultures, la majeure partie de ces engrais devrait être absorbée par les plantes, et exportée du bassin versant.

Cependant les sols agricoles enrichis en azote sont soumis au lessivage. Ce phénomène est très variable selon la pédologie, l'hydrographie, le climat, les pratiques culturales, la nature de la récoltes et la bonne maîtrise de la fertilisation par l'agriculteur. Il concerne l'azote des nitrates.

L'azote non absorbés par les racines est lessivé par la pluie, dans des proportions relatives à l'intensité de la pluie et aux caractéristiques du sol. Ce phénomène est maximum dans les sols à faible fraction fine, (tels que les sols sableux des Landes) et se produit essentiellement en automne et en hiver (sol saturé en eau et racines inactives).

Aussi, afin de limiter les risques de lessivage entre apport et utilisation, la méthode la plus efficace pour couvrir les besoins du maïs consiste à diversifier les formes de l'azote et à fractionner les apports.

Les apports atmosphériques

Ils s'effectuent de trois façons :

- les éléments dissous contenus dans l'eau de pluie,
- les particules tombant sur le sol (dépôts secs),
- les aérosols et les gaz.

L'importance relative de ces apports varie dans l'espace et dans le temps, en relation avec les pollutions atmosphériques et les conditions météorologiques.

La localisation du bassin versant du Tagon permet d'utiliser les résultats de concentration d'eau de pluie mesurés sur le bassin d'Arcachon en 92-93 (Ifremer, 199)

Pour une pluviométrie moyenne de 875 mm, les flux de nutriments mesurés peuvent être estimés à :

- 1.34 t/km²/an de N total,
- 0.275 t/km²/an de P total,

soit des flux totaux de :

- 32.9 t/an de N,
- et 6.76 t/an de P.

Mais la pluviométrie étant supérieure en moyenne sur le bassin du Grand Arriou (1021 mm/an), les flux recalculés à partir des concentrations sont :

- 171.5 t/an de N (0.786 t/km²/an),
- 32.16 t/an de P (0.046 t/km²/an).

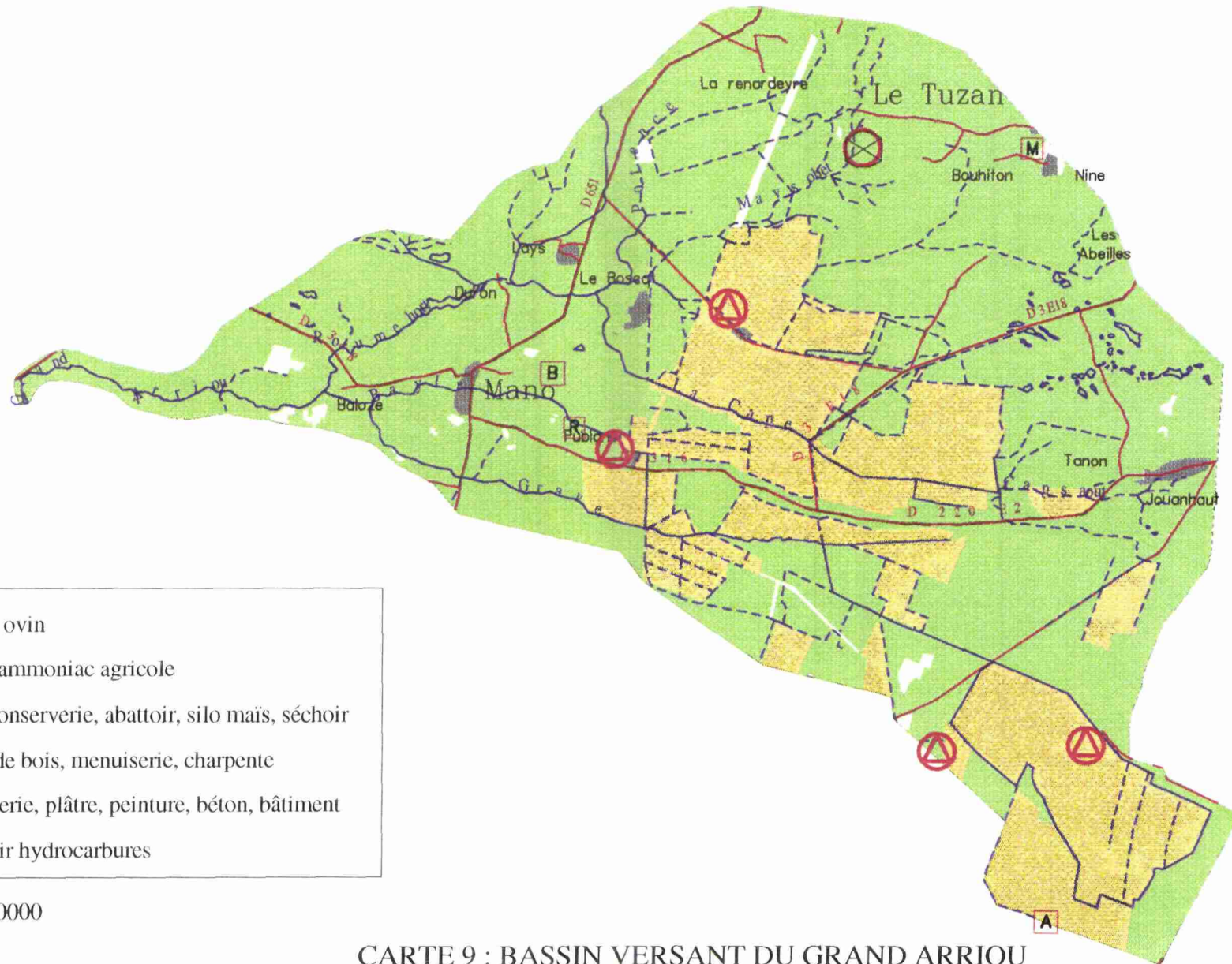
D'après des données bibliographiques relatives au littoral atlantique, les flux moyens sont de : 1 tonne de N et 0.05 tonne de P.







Les flux calculés (en tonne/an) à partir de ces valeurs sont présentés dans le tableau récapitulatif suivant :

	TAGON		ARRIOU	
	D'après les mesures d'Arcachon	D'après les données bibliographiques	D'après les mesures d'Arcachon	D'après les données bibliographiques
N	32.9	24.6	171.5	88.6
P	6.76	1.23	32.16	4.43

Les valeurs issues des mesures réalisées à Arcachon sont supérieures aux données de la littérature. Il est prudent de considérer un compromis entre les deux, en considérant les moyennes des deux sources de données.

	TAGON	ARRIOU
N	28.7	130
P	4	18.3



-  Elevage ovin
-  Cuve d'ammoniac agricole
-  I.A.A., conserverie, abattoir, silo maïs, séchoir
-  Atelier de bois, menuiserie, charpente
-  Maçonnerie, plâtre, peinture, béton, bâtiment
-  Réservoir hydrocarbures

Echelle : 1:80000

CARTE 9 : BASSIN VERSANT DU GRAND ARRIOU
POINTS POTENTIELS DE POLLUTION

Les apports domestiques

L'azote d'origine domestique est presque en totalité sous forme organique et ammoniacale. Selon le temps de séjour dans le réseau d'assainissement, l'azote organique sera plus ou moins transformé (l'hydrolyse de l'urée et des acides aminés en NH_4^+ est rapide). On considère que 13 à 15 g d'azote Kjeldahl NTK sont rejetés par jour et par habitant, dont 2/3 sous forme organique (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1991).

Sur les deux bassins versants étudiés, aucun effluent urbain n'est rejeté directement dans le réseau hydrographique, l'assainissement est majoritairement autonome.

D'après les DDASS des Landes et de Gironde, l'assainissement est autonome sur tout le bassin versant du Grand Arriou. Seule la commune de Mano est incluse en totalité dans le bassin, et son agglomération est la seule agglomération présente sur le bassin. Les autres communes ne font intervenir sur le bassin que des zones agricoles ou forestières, à faible densité de population. Aussi pour l'évaluation de la charge polluante, seuls les habitants de Mano (103 habitants) sont été pris en compte.

La situation est plus complexe sur le bassin du Tagon :

- à Marcheprime, 28 % de la population (791 habitants) est raccordée à la station d'épuration. Celle-ci ne rejette aucun effluent dans le bassin versant, par contre, les personnes non raccordées disposent d'un mode d'épuration autonome qui peut engendrer des "fuites" vers le bassin,

- Biganos fait partie des dix communes qui composent la partie Sud du Bassin d'Arcachon et sur lesquelles le taux de raccordement est de 87 %. Les effluents sont rejetés par un émissaire directement en mer (à la Salie). Le reste des habitants dispose d'un assainissement autonome.

Leur nombre, sur l'ensemble du bassin est à 255 ($0.13 \cdot 1/3 \cdot 5922$) pour Biganos et 1355 ($2/3 \cdot 2033$) pour Marcheprime, 1610 au total.

Dans ces communes de petite taille, à habitat dispersé, l'assainissement autonome est une solution adaptée. Cependant la mise en oeuvre et l'entretien de ces dispositifs demeure actuellement sous la responsabilité de l'utilisateur.

L'absence de conseils et de suivi aboutit à une pollution diffuse réelle, qui pourrait présenter un risque pour les nappes dans les sols filtrants des Landes.

Il est difficile de chiffrer ces pertes, du fait de l'absence de suivi réalisé. On peut seulement estimer grossièrement le nombre d'équivalents habitants (EH) sur le bassin versant et en déduire la charge polluante journalière rejetée (15 g/j d'azote organique et ammoniacal et 4 g/j de phosphore total, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1991), à considérer comme l'apport d'origine domestique majoré.

	TAGON	ARRIOU
Nombre d'EH à assainissement autonome	1610	103
N (tonne / an)	8.5	0.56
P (tonnes / an)	2.25	0.15

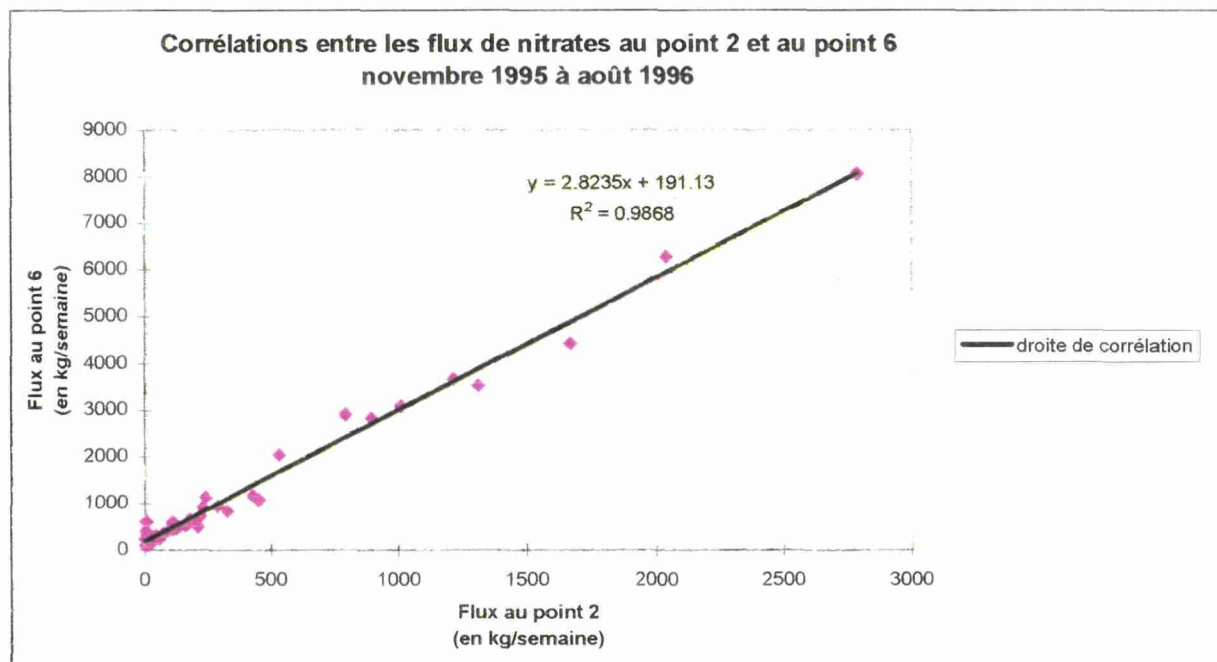
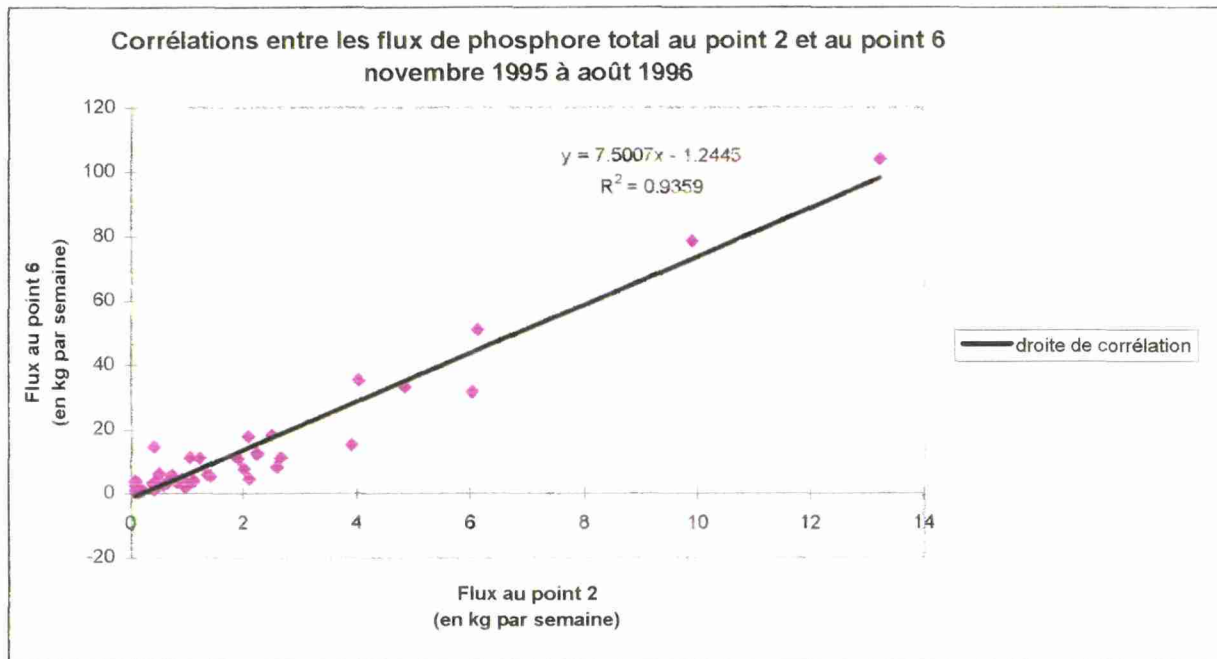


Figure 22

Apports anecdotiques ou potentiels, non chiffrables

Les activités industrielles sont réduites sur les deux bassins versants, limitées à de l'artisanat et la présence d'une décharge de débris végétaux sur le bassin du Tagon. Des analyses réalisées en amont et en aval de celle-ci témoignent d'aucune pollution.

Enfin la carte des sources de pollution potentielle sur le bassin du Grand Arriou indique aussi la présence de réservoirs d'ammoniac et les autres sources de pollution potentielle présentées sur la carte 9.

Bilan des apports

Ils sont présentés dans le tableau récapitulatif suivant (en tonne/an) :

Source	TAGON		ARRIOU	
	N	P	N	P
agricole	0	0	489	149
atmosphérique	29	4	130	18.3
domestique	8.5	2.25	0.56	0.15
Total	37.5	6.25	619.5	167.5
Total en kg/ha de bassin	15.2	2.5	70	19

Les apports en azote et en phosphore sont respectivement 4.6 fois et 7.5 fois plus élevés sur le bassin du Grand Arriou que sur celui du Tagon.

Conclusion

Les apports vont produire une pollution de type diffuse, qui se manifeste en premier lieu par temps de pluie. Les substances dissoutes peuvent percoler à travers le sol, contaminer les nappes et réapparaître dans les eaux superficielles par l'intermédiaire de l'écoulement souterrain.

Ces transferts participent au cycle de l'azote et du phosphore à l'échelle du bassin versant, ils s'accompagnent aussi de réactions chimiques, et d'immobilisations des composés.

4.4.2. Flux de nutriments mesurés à l'exutoire des bassins versants

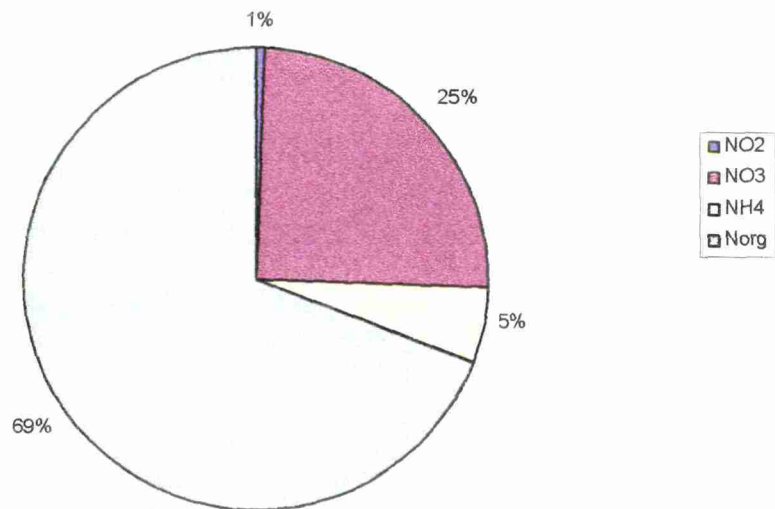
Cette approche permet de quantifier les départs de nutriments pendant un laps de temps défini et de comparer des cours d'eau ou des stations où les débits peuvent être très différents, et pour connaître la quantité de nutriments déversés dans le milieu récepteur.

Comparaison des flux aux exutoires des deux bassins versants

Il convient de signaler que les résultats présentés dans ce paragraphe concernent une période de 8 mois, le suivi régulier hebdomadaire continuant cependant.

La station 2 permettant de suivre précisément les épisodes de crue, tout comme à l'exutoire du Tagon, il faudra estimer ceux du point 6 à partir des résultats du point 2 pour comparer les flux aux exutoires des deux bassins (figure 22). Ceci est envisageable pour les débits au dessus du seuil de 0.01 voire 0.02 m³/s (voir

Part des différentes formes de l'azote dans les flux mesurés à l'exutoire du bassin versant du Tagon



Part des différentes formes de l'azote dans les flux mesurés à l'exutoire du Grand Arriou

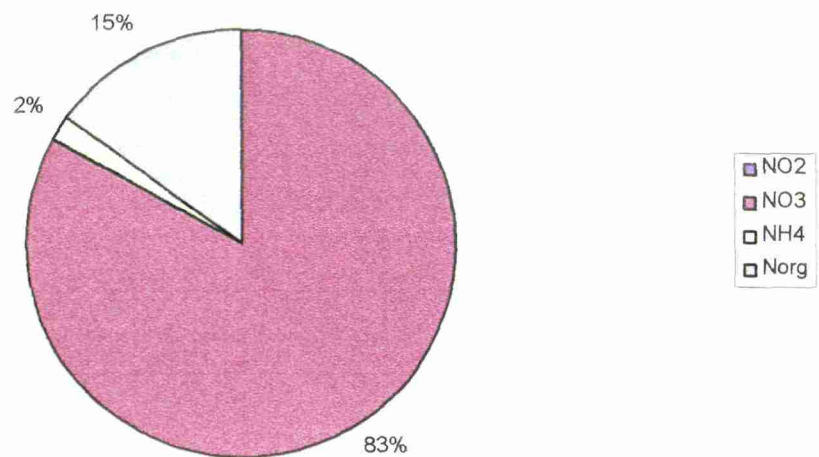


Figure 23

§3.3.1.). Ces corrélations sont bonnes pour les nitrates et le phosphore total, les flux pourront être estimés à l'exutoire du bassin du Grand Arriou. Néanmoins, il serait intéressant de comparer directement le bassin du Tagon avec le sous bassin drainé aux points 1 du Grand Arriou, leur taille étant sans doute du même ordre, et l'occupation du sol étant uniquement forestière dans un cas et agricole dans l'autre.

La part des différentes formes d'azote dans les flux mesurés est présentée figure 23. Les différences entre les deux bassins se portent essentiellement sur la forme d'azote qui prédomine. Dans le bassin forestier, 69 % de l'azote total est sous forme organique, contre seulement 15 % dans le bassin versant mixte, où les nitrates constituent 83 % de l'azote total écoulé. Ce constat confirme que le déséquilibre de la chimie des eaux du Grand Arriou est lié aux activités agricoles, et que les nitrates sont la forme la plus lessivable de l'azote.

Quant au phosphore, il est composé d'orthophosphates à 39 % dans le Grand Arriou, et à 63 % dans le Tagon, confirmant la pression polluante d'origine domestique, en particulier sur le bassin du Tagon.

Le tableau suivant compare les flux totaux mesurés en tonne pour la période considérée aux exutoires des deux bassins versants. Les valeurs présentées en rouge sont ramenées à l'hectare de bassin versant.

		N total	N org	N min	NO ₃	NO ₂	NH ₄	P total
TAGON	t / 8 mois	2.36	1.63	0.726	0.59	0.013	0.122	0.054
	kg / 8 mois / ha	0.95	0.662	0.295	0.24	0.05	0.049	0.022
ARRIOU	t / 8 mois	64.2	9.66	54.5	53.2	0.084	54.5	0.53
	kg / 8 mois / ha	7.25	0.11	6.15	6	0.009	0.142	0.06
Rapport A/T		7.63	0.16	20.8	25	1.9	2.9	2.72

Les superficies des deux bassins versants étant très différentes, la comparaison des flux n'a de sens que s'ils sont ramenés à un hectare de surface au sol. Il apparaît que les flux d'azote sont beaucoup plus importants sur le bassin du Grand Arriou, notamment en ce qui concerne les nitrates (25 fois plus). Rappelons que les flux d'azote minéral sont essentiellement constitués par les nitrates.

Quant au phosphore, une faible part des engrais phosphorés épandus sur les parcelles agricoles transitent dans les eaux, confirmant la faible mobilité de cet élément.

Comparés aux apports sur les bassins, les flux en azote sont encore plus démesurés sur le bassin versant mixte, que sur le bassin forestier. L'inverse se produit pour le phosphore. L'azote majoritairement sous forme nitrique sur le bassin mixte est plus facilement lessivé que l'azote organique du bassin forestier.

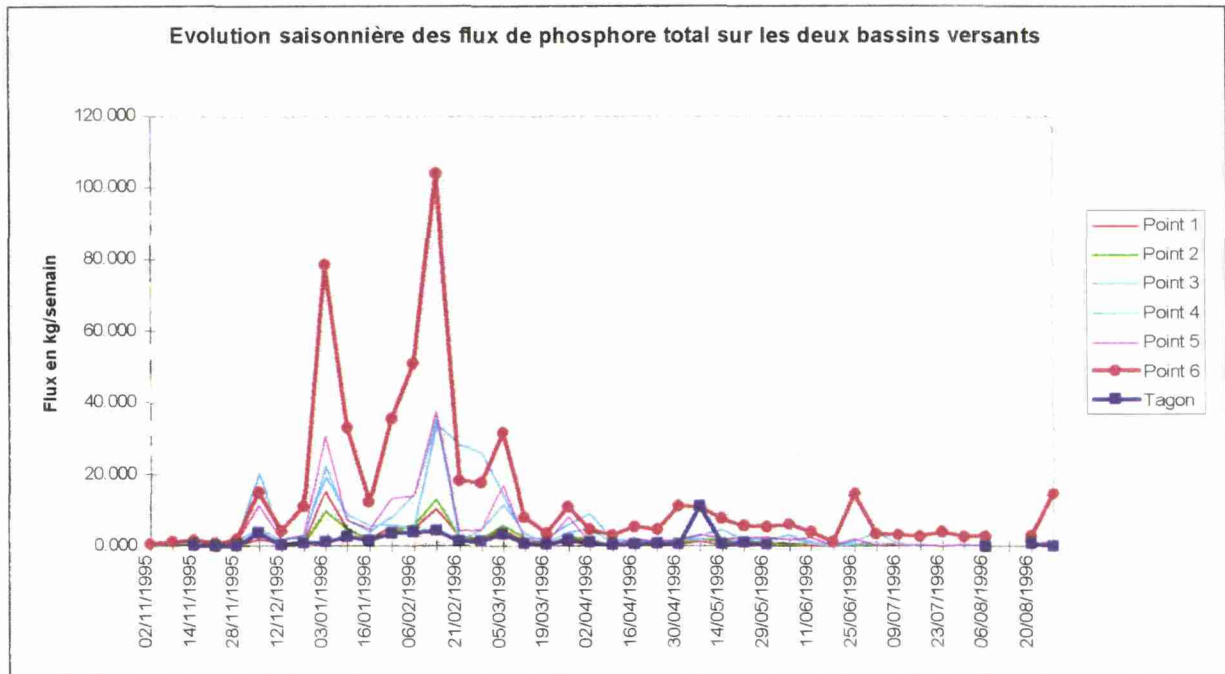
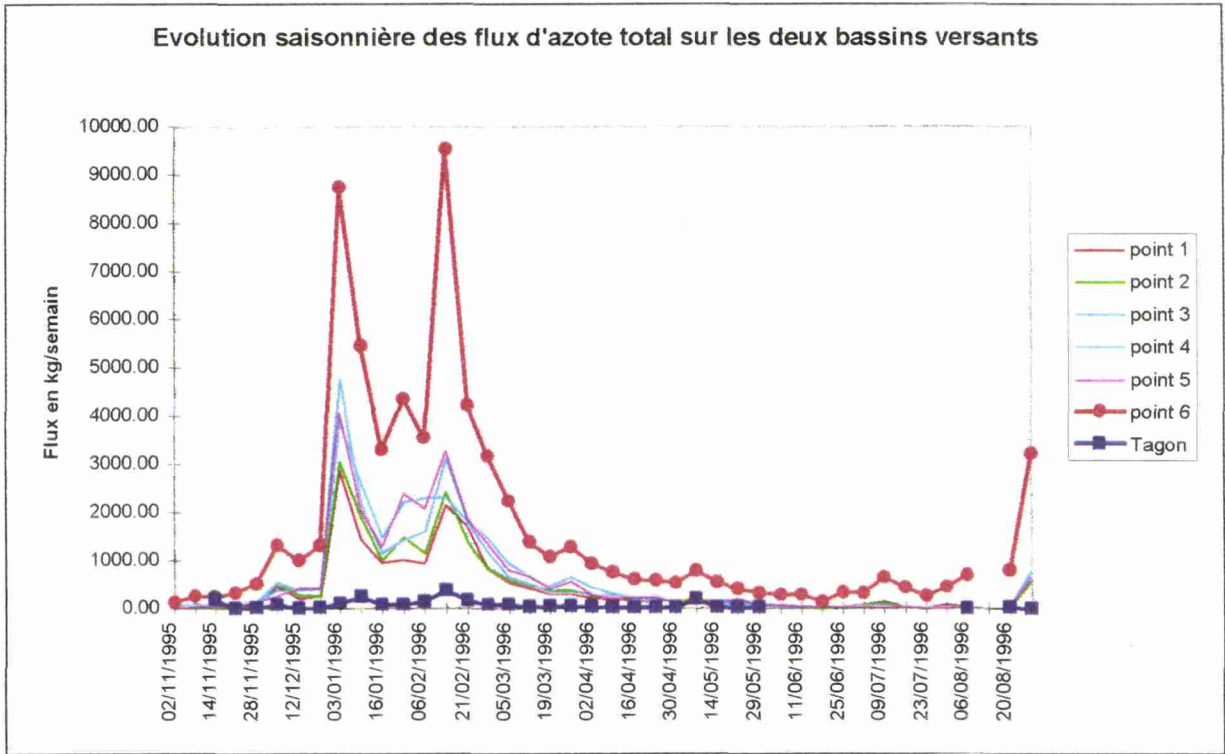


Figure 24

L'évolution saisonnière des flux d'azote et de phosphore

La figure 24 présentent l'évolution saisonnière des flux d'azote et de phosphore exprimés en kg / semaine. On constate que ces flux sont maximums pendant la saison hivernale, de mi-décembre à mi-mars environ pour le Grand Arriou. En effet, 70 % des flux d'azote et de phosphore mesurés pendant 10 mois sont générés sur cette période. Ceci est à peine perceptible sur le bassin du Tagon.

Enfin quelle que soit la saison, c'est à l'exutoire du bassin de l'Arriou que les flux sont maximums. L'importance de ces flux s'explique par la confluence d'un tributaire drainant toute la partie Sud du bassin versant du Grand Arriou.

Conclusion

De bassin versant mixte subit une pression polluante forte. Les apports en azote sont par exemple 5 fois plus élevés. En parallèle les flux à l'exutoire sont démultipliés, comparés à ceux du bassin forestier (près de 8 fois plus d'azote).

Les forts lessivages hivernaux observés uniquement dans le Grand Arriou s'expliquent par le fait que les parcelles agricoles sont à nu pendant cette saison, contrairement aux zones forestières et que la pluviométrie y est maximum.

Enfin, sur la zone agricole, la fertilisation pratiquée laisse des reliquats d'azote et de phosphore dans les sol, facilement mobilisables pendant l'interculture. De plus, la forme nitrique de l'azote, majoritaire sur le bassin du Grand Arriou, est beaucoup plus mobilisable que l'azote organique dominant sur le bassin forestier.

5. Réduction des pollutions diffuses

5.1. Un phénomène naturel : l'autoépuration

Sur le bassin versant du Grand Arriou, la pollution est essentiellement d'origine agricole et diffuse, donc difficile à réduire. Le pouvoir autoépurateur d'un cours d'eau peut y contribuer.

5.1.1. Description des mécanismes

Quelques définitions :

D'après Steinman et Surbeck (1918) :

" L'autoépuration est la somme de tous les processus qui permettent à une eau polluée de retrouver son état normal d'origine".

D'après Wuhrman (1972) :

- Elimination de matière dissoute ou particulaire engendrant des effets secondaires dus au rapport changeant entre production photosynthétique et d'oxygène et respiration des communautés vivantes.
- Diminution des quantités de matière transportées par l'eau sur une distance donnée.
- Passage d'un écosystème immature à un écosystème mature.

Bien que le terme d'autoépuration soit employé généralement en terme de réduction de la charge eutrophisante, il ne concerne que la charge organique fermentescible (Robach 1993).

Il faut donc distinguer ces deux processus d'amélioration de la qualité de l'eau. Ils sont cependant interactifs, la pollution diffuse par l'azote et le phosphore entraînant un accroissement de la biomasse aquatique, donc une augmentation de la charge organique fermentescible par la suite. Ce terme d'autoépuration sera ici étendu aux pollutions eutrophisantes d'origines agricoles.

De plus ce terme sera employé pour l'eau des sols, l'autoépuration se réalisant également dans les sols au niveau des ripisylves par exemple.

Les processus de l'autoépuration

Pour l'azote, ce sont essentiellement des processus microbiologiques dans l'eau et le sédiment, relativement peu de sorptions et désorption sur les particules en suspension et les sédiments.

Ils suivent trois mécanismes différents :

- passage du gaz ammoniac dans l'atmosphère, lors de conditions de pH élevées,
- dénitrification dans les sédiments suivie d'un départ d'azote gazeux dans l'atmosphère,
- métabolisation de l'azote par les algues, les herbiers, les plantes riveraines.

Dans ce dernier cas, il s'agit d'un transfert d'un compartiment à un autre.

De même, pour le phosphore, il n'y a pas élimination et diminution de la charge totale potentielle, mais transfert d'un compartiment à un autre (sédiment-eau-plantes), avec exportation vers l'aval. Il ne s'agit pas d'une autoépuration vraie.

Quelques facteurs agissant sur le phénomène

D'après Wuhrman (1968) :

- la vitesse du courant : le processus d'autoépuration s'accroît avec la vitesse,
- le profil de la rivière : les ruisseaux étroits et profonds favorisent le phénomène,
- la distance,
- la concentration, influencée par la dilution et la dispersion longitudinale.

D'autres facteurs interviennent également :

- nature et quantité de biomasse active en contact avec l'eau,
- contact entre biomasse et eau circulante,
- nature des polluants,
- température, pH, O₂, lumière.

Les manifestations de l'autoépuration (Wuhrman, 1972)

Deux effets successifs s'observent, sur les organismes de niveau trophique élevé :

- la biomasse hétérotrophe augmente,
- puis elle cède la place à une biomasse de producteurs.

D'amont en aval, un gradient biocénétique se produit, caractérisé par le rapport suivant, qui croît avec la distance de la source de pollution :

$P / R = (\text{oxygène produit par la photosynthèse}) / (\text{oxygène consommé par la respiration})$

Quelques conclusions générales, d'après des expérimentations sur l'autoépuration

D'après Robach (1993), l'efficacité des processus est optimisée en saison estivale dans les systèmes végétalisés, bien que les phénomènes de relargage du phosphore soient favorisés l'été. La réduction des teneurs en nutriments est également active en période non estivale dans des zones à sédiments, même non végétalisées.

Calvin-Chabriere et Billen et al (1982), ont montré que "ces pertes peuvent être très importantes et peuvent correspondre à une consommation en azote par les plantes aquatiques et plus particulièrement à la dénitrification".

Billen (1982) a réussi à chiffrer les pertes totales en azote de l'amont à l'aval de la Meuse : 48% et pour l'Escaut : 73%.

5.1.2. Mesures du phénomène

Quelques paramètres mesurables

Taux d'autoépuration : $Sr = (C_0 - C_t) / t$ (mol.m⁻³.sec⁻¹)

Il s'agit de la diminution de la concentration en éléments polluants par unité de temps et pour un débit constant.

C_0 et C_1 sont les concentrations respectives en amont et en aval du tronçon.
 t = temps de parcours de l'eau entre les deux points.

Il n'est pas calculable pour le Grand Arriou, le débit n'étant pas constant de l'amont à l'aval du tronçon.

Pouvoir autoépurateur : diminution de la charge (flux) en éléments polluants le long d'une portion de rivière.

$$S_m = Q (C_0 - C_1) \text{ en mol.sec}$$

Ce paramètre peut aussi être estimé en fonction de la biomasse de micro-organismes participant à l'autoépuration.

Mesure de facteurs écologiques déterminants

Théoriquement l'autoépuration sur un tronçon pourrait être mesurée par le gradient des biomasses hétérotrophes (H) et de producteurs (P).

Ce rapport étant très lié à l'oxygène dissous, une courbe de variation diurne de l'oxygène dissous peut être intéressante.

H/P est aussi corrélé au rapport E_s (énergie libre chimique due à la charge polluante) / E_l (énergie lumineuse). Le rapport diminue avec l'avancement de la réaction, il permet de déterminer quelles conditions sont favorables aux autotrophes ou aux hétérotrophes. (de 50 à 100 : H>P)

Au total, l'oxygène semble être un facteur écologique pertinent pour évaluer le phénomène, mais il ne faut pas négliger les autres paramètres écologiques.

5.1.3. Estimation du pouvoir autoépurateur du Grand Arriou ?

Approche à l'échelle du bassin versant

Cette approche très globale consiste à estimer les flux entrant dans le cours d'eau et ceux flux sortant à l'exutoire du bassin versant.

La différence entre ces flux est assimilée au phénomène d'autoépuration.

L'intérêt de cette approche prend toute sa signification que si l'on s'intéresse à un cycle hydrologique complet. La dynamique des éléments étant liée à leur mobilité, l'autoépuration du phosphore sera estimée plus difficilement que pour l'azote.

Le phosphore est très peu mobile et ne subit pas de réelle autoépuration mais des transferts au niveau des compartiments. La notion de phosphore biodisponible apparaît comme importante au vu de la problématique de l'eutrophisation des milieux aquatiques.

En ce qui concerne l'azote, il convient de rappeler que les flux qu'il génère proviennent :

- des produits de lessivage des parcelles agricoles et forestières,
- des apports par ruissellement depuis ces parcelles,
- des rejets diffus des réseaux d'assainissement individuel,
- des apports atmosphériques directs sur les surfaces d'eau libre,
- des apports par la nappe superficielle,
- des relargages de nutriments provenant des sédiments.

S'ajoutent à cet ensemble :

- le piégeage dans les sédiments,
- les pertes dans la nappe.

Bien que les apports du ruissellement, les relargages et les échanges avec la nappe ne soient pas chiffrables, et en négligeant les apports atmosphériques, nous avons essayé d'obtenir un ordre de grandeur du pouvoir autoépurateur du Grand Arriou.

En considérant :

- les pertes à l'hectare de culture de maïs à 60 kg / an (Juste, 1977 et 1982),
- une estimation des pertes sous forêt 19 fois plus faible de 3 kg/ha/an, valeur certainement excessive (Beuffe et Laplana, 1992),
- des rejets domestiques voisins de 0.56 t/an.

Le bilan des apports s'élève à environ 120 t pour la période de 10 mois. Comparée aux 64 tonnes mesurées pour la même période à l'exutoire du bassin, on estime environ à 50 % l'abattement de l'azote au niveau du bassin du Grand Arriou.

Approche par tronçons

Le positionnement des stations intermédiaires de mesure a été effectué pour individualiser des tronçons de cours d'eau à environnement caractéristique afin de pouvoir estimer leur aptitude à abattre la charge polluante azotée. Il s'agirait essentiellement de trois tronçons à environnement forestier (1-2, 3-4 et 4-5), le tronçon 3-4 correspondant à un plan d'eau de 750 m de long environ.

Les sous bassins correspondants à ces stations n'étant pas encore délimités, il n'a pas été possible d'aborder l'évolution de cette charge polluante à leur niveau.

Le pouvoir autoépurateur ou l'abattement se calcule comme la différence entre les apports de l'amont du tronçon et ceux de l'aval. Il n'identifie pas les échanges avec la nappe ni les apports supplémentaires le long du tronçon considéré.



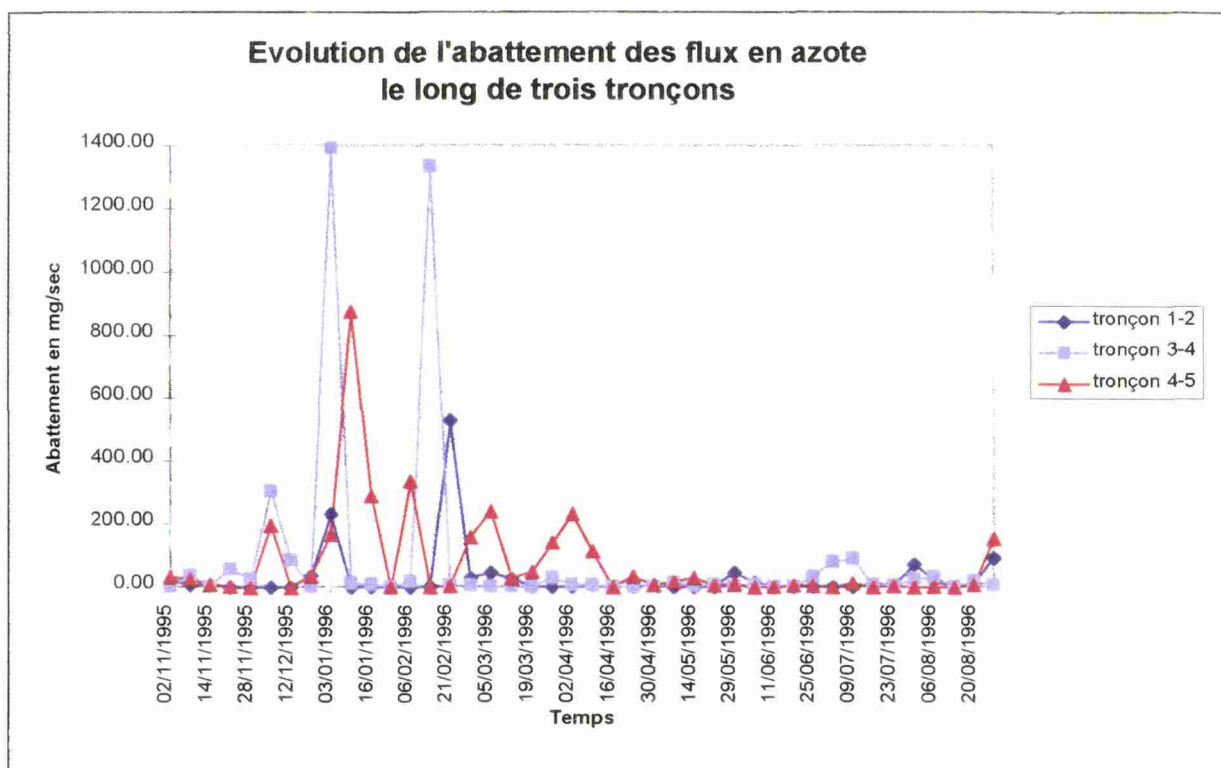


Figure 25

Si dans la plupart des cas, l'abattement de la charge polluante en azote n'est pas perceptible, en période estivale, celle-ci est importante au niveau de trois tronçons en période hivernale (figure 25).

Beaucoup de phénomènes peuvent expliquer cet état de faits sans qu'il nous soit possible actuellement d'en donner le poids respectif :

- dénitrification bactérienne dont l'efficacité n'est pas dépendante de la température,
- dilution par des apports latéraux de la nappe en période humide,
- décantation de eaux chargées en matières en suspension notamment dans le tronçon comprenant la retenue de Mano.

La fréquence plus élevée des abattements observée sur le tronçon (3-4) correspondant au plan d'eau de Mano (figure 26) nous incite à privilégier l'étude de ce site pour les années suivantes. Les abattements qui y sont mesurés en période estivale montrent l'importance de l'activité biologique notamment liée au développement des macrophytes dans cette période. L'abattement est maximum en été, atteignant 68 % de la charge entrant dans la retenue le 09/07/96.

Afin de mieux connaître le fonctionnement de ce milieu, des relevés de végétation ont été réalisés sur la retenue de Mano le 18 septembre 1996. Cette retenue mesure plus de 750 mètres de longueur pour une largeur d'environ 100 mètres. Sa profondeur maximale est de l'ordre de 3 à 4 mètres. Elle présente d'importants développements de végétaux aquatiques immergés.

La reconnaissance du 18 septembre avait pour objectif d'obtenir une image approximative de cette colonisation végétale.

La diversité floristique reste faible. Deux espèces, se développant généralement dans les eaux acides, sont très abondantes : il s'agit d'un jonc, le jonc couché (*Juncus supinus* ou *J. bulbosus*) et d'un scirpe, le scirpe flottant (*Scirpus fluitans*). Elles se rencontrent régulièrement dans les milieux aquatiques stagnants ou à faible courant des Landes.

Des algues filamenteuses, se développant sur ces deux espèces, sont également abondantes : elles restent inféodées aux herbiers de macrophytes et ne semblent pas croître seules ; elles n'ont pas été déterminées.

D'autres espèces de phanérogames sont présentes ; il s'agit des utriculaires (*Utricularia* sp) et deux espèces de potamogeton (*Potamogeton natans* et une autre espèce à déterminer).

Nous n'avons pas cherché à inventorier les peuplements d'hélophytes des rives, mis à part les roselières à *Phragmites australis* qui sont présentes dans deux endroits sur des superficies ne dépassant pas quelques dizaines de mètres carrés.

La biomasse présente doit être très importante, mais nous n'avons pas cherché à la quantifier.

Des investigations complémentaires plus précises devraient être engagées sur ce plan d'eau pour tenter d'obtenir des informations sur la capacité d'assimilation des nutriments par ce milieu.

En effet, un chenal sinueux, correspondant au tracé du lit sub-aquatique du ruisseau (profondeurs pouvant atteindre 3,5 m), reste peu encombré par la végétation. Cette bande relativement dégagée peut être la conséquence des impacts de la profondeur et des écoulements provenant du ruisseau. Elle doit sans doute constituer la zone préférentielle des écoulements dans le plan d'eau lors de la période de végétation.

Compte tenu du peu d'informations actuellement disponible sur ce plan d'eau, il est difficile de statuer sur le rôle qu'il peut jouer dans le transfert des nutriments à l'échelle du bassin versant. Les mesures déjà réalisées sur les stations amont et aval du plan d'eau montrent pourtant des abattements non négligeables. En effet, la valeur maximale d'abattement estival atteint 68 % le 9 juillet 96 ; les abattements hivernaux sont plus faibles, avec un maximum mesuré de 17 % le 3 janvier 96.

Les observations montrent que les producteurs primaires dominants dans la retenue semblent être les macrophytes et leur cortège d'algues. Lors de la campagne de septembre, pourtant située à une période de faibles écoulements favorable aux développements phytoplanctoniques, les eaux de la retenue restent très transparentes (transparence mesurée au disque de Secchi supérieure à 3 mètres) et ne paraissent pas abriter d'algues phytoplanctoniques.

Le rôle de stockage temporaire de nutriments que peuvent jouer les macrophytes pourrait donc faire l'objet d'une quantification plus précise, passant par des mesures de biomasse et de composition chimique des plantes présentes.

Conclusion

Environ la moitié des charges polluantes entrant dans le cours d'eau ne transite pas par l'exutoire du bassin versant. Les tronçons forestiers jouent un rôle prépondérant dans ces abattements, ainsi que tout aménagement contribuant à ralentir le cours d'eau.

Pendant l'été, ces pertes peuvent être attribuées soit à un piépage dans les sédiments, soit à une mobilisation par les plantes.

En hiver, les pertes sont moins spectaculaires en pourcentages, mais elles correspondent à des flux plus importants, aux périodes auxquelles la qualité de l'eau est la plus critique.

5.1.4. Intérêt des ripisylves et forêts de bordure de cours d'eau

La ripisylve est la zone humide qui sépare les terres des eaux de surface.

Les nombreuses recherches concernant le contrôle de la pollution agricole ont déjà montré leur capacité à prévenir les mouvements des nitrates et des particules de sédiment depuis les terres agricoles jusqu'aux eaux de surface.

Trois zones tampons les constituent (Lowrance, 1995). La première une bande herbacée, adjacente à la zone agricole sert de piège à sédiments, et rend l'écoulement laminaire. La deuxième zone est une forêt aménagée, distante de 5 à 15 m du cours d'eau, et la troisième une bande composée d'arbustes qui sert notamment à stabiliser les berges.

Des épandages d'eau usée en bordure de forêt ont en effet montré (Schipper et Dyck, 1990) que les taux d'abattement en bordure du cours d'eau voisins'élevaient à 95 %, et ce essentiellement par dénitrification (400 à 1200 kg de N/ha/an). Des expériences somparables menées sur sol argilo-sableux montrent un taux de dénitrification plus faibles de l'ordre de 68 kg de N/ha/an.

Comparée à la valeurs moyenne du lessivage sous parcelle agricole de 60 kg / ha, ces taux de dénitrification sont du même ordre, voire nettement supérieurs.

Différents paramètres influent sur la dénitrification :

- La richesse du sol en matière organique favorise l'élimination des nitrates par les mécanismes biologiques anaérobies de dénitrification. Elle influe en effet sur la concentration en carbone organique soluble, source d'énergie pour les bactéries de la dénitrification.

- D'autres observations réalisées à ce sujet tendraient à montrer que la dénitrification est significativement supérieure sous prairie que sous forêt (Lowrance, Vellidis, et Hubbard, 1995). Ceci peut être lié au fait que le carbone de l'herbe est plus disponible comme source d'énergie que celui des ligneux.

- L'oxygène inhibe la dénitrification (processus anaérobie), mais généralement, les sols des ripisylves sont gorgés d'eau. Il convient de remarquer que dans les sols humides, pauvres et sableux, plus de 90 % des nitrates disparaissent, contre moins de 20 % dans les sols secs (Nelson, Gold et Groffman 1995).

La profondeur de l'eau souterraine est en effet en corrélation inverse avec la disparition des nitrates. Enfin le phénomène est accru pendant la période hivernale, bien que la température n'ait pas d'influence.

Par rapport à ces observations issues de la littérature, les conditions de l'autoépuration sous forêt semblent assez bien réalisées sur le bassin du Grand Arriou, en particulier dans les zones de lande humide. Les teneurs en matières organiques et en nitrates, associées à des sols gorgés d'eau en hiver sont propices aux processus de dénitrification anaérobie.

Une partie des nutriments est aussi métabolisée par les pins, puis exportée lors des coupes. Il semble que cela n'est pas le processus principal de l'autoépuration.

Le drainage intensif des parcelles cultivées du Grand Arriou s'oppose donc à ce phénomène naturel.

Les produits lessivés passant dans le cours d'eau via les drains et les collecteurs entourant les champs, court-circuitent le processus fondamental.

Des analyses qualitatives de l'eau souterraine sous forêt, près d'une zone agricole (en suivant le sens d'écoulement de la nappe), puis à l'aval de cette zone permettraient d'évaluer ce phénomène.

Quant à l'implantation d'une ripisylve le long du cours d'eau dans la zone agricole, elle n'est pas envisageable car elle empêcherait le passage des pivots. Les effets d'une simple bande herbacée le long du réseau hydrographique pourrait être testés.

5.2. La modélisation de la pollution diffuse : un outils d'aide à la gestion des bassins versants agricoles

Le modèle POLA (POLLutions Agricoles) présenté ici a été développé à l'IMFT, Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse, (Pinheiro et Caussade, 1995) dans le cadre de recherche du GIS-ECOBAG (Ecologie et Economie du bassin Adour Garonne). Nous n'aborderont ici que son principe général, celui-ci devant être prochainement appelé sur le bassin versant du Grand Arriou. Globalement, il est constitué de deux parties.

5.2.1. Le modèle hydrologique CEQUEAU

Ce modèle canadien du début des années 80 constitue la trame de POLA (Morin, 1981).

Il s'agit d'un modèle pluies-débits, les données d'entrée étant uniquement climatiques à un pas de temps journalier (précipitations, températures minimales et maximales) et relatives à l'occupation du sol : pourcentage de forêt, de culture et de plan d'eau.

Afin de prendre en compte les variations physiques, morphologiques et climatiques à l'échelle du bassin versant, ce dernier est découpé en carreaux par superposition d'une grille (figure 27). Ce découpage est surtout adapté aux bassins de grande superficie.

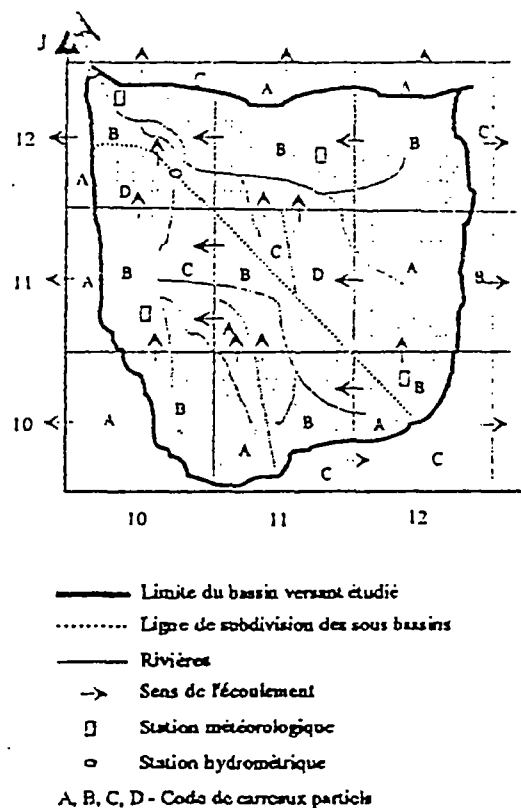


Figure 27. Superposition d'une grille sur le bassin versant.

MODELISATION DES PROCESSUS HYDROLOGIQUES

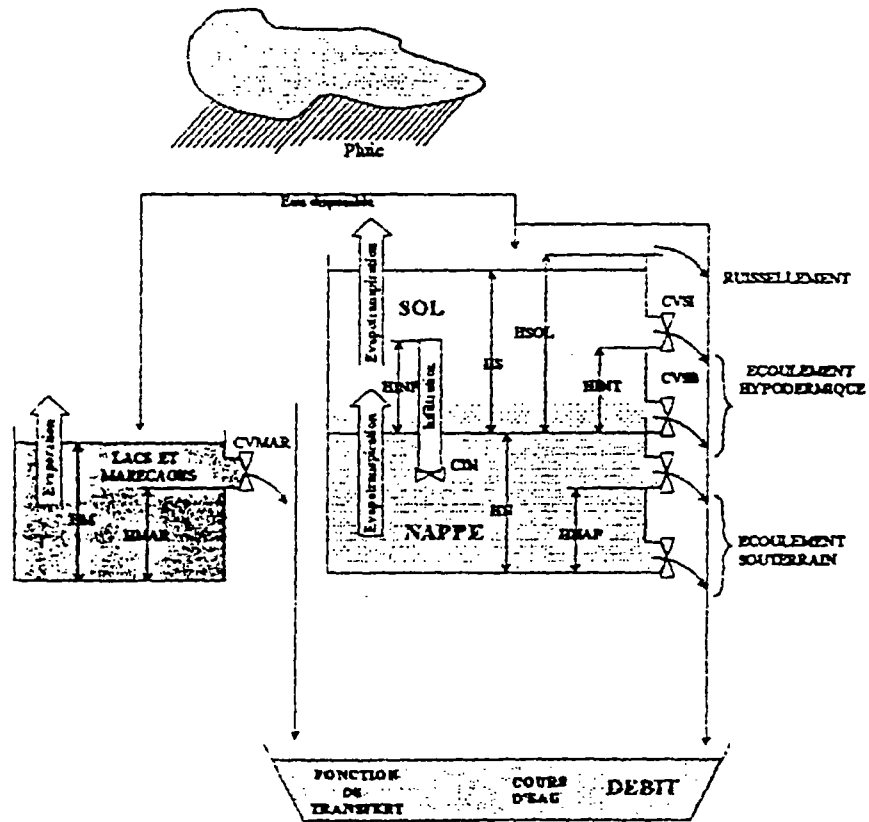


Figure 28

Des sous carreaux, délimités par les limites des sous bassins versants intègrent la fonction de drainage des eaux.

Les transferts verticaux de l'eau dans le sol sont établis grâce à une structuration de chaque zone en réservoirs communicant entre eux (figure 28) et avec les carreaux voisins. Le processus se répète jusqu'à l'exutoire du bassin versant.

Ce modèle a été testé sur plusieurs bassins versants du Sud Ouest (la Save 1130 km², l'Auradé 3.28 km², le Ruiné 547 ha), et on constate que les résultats sont meilleurs sur les bassins de grande taille, à cause de l'effet d'intégration spatiale et temporelle. En effet, sur les petits bassins, le modèle est incapable de prendre en compte l'effet local des hétérogénéités spatiales du terrain et des brusques variations temporelles observées au niveau des transferts.

Le bassin du Grand Arriou a une taille intermédiaire, de plus ses composantes sont assez uniformes dans l'espace, donc semble compatible avec les exigences du modèle.

5.2.2. Les sous modèles azote et phosphore

L'azote et le phosphore existent toujours sous forme soluble, majoritaire pour l'azote et minoritaire pour le phosphore. Ces sous modèles azote et phosphore sont donc calés sur le modèle hydrologique.

D'autres informations, relatives cette fois à l'occupation du sol servent de base aux calculs telles que la fertilisation apportée.

Les composés solubles se déplaçant dans l'eau du sol sont caractérisés par leur concentration, dans chaque couche de sol pour un pas de temps donné. Un système d'équations traduit à la fois les transformations biochimiques des composés et les prélèvements par les plantes.

Les flux, produits de la concentration et du débit sont calculés dans chaque couche du sol (figure 29).

Pour l'azote, essentiellement soluble dans les sols, le flux total est la somme des contributions des différentes couches considérées.

La modélisation des transferts de phosphore à l'échelle d'un bassin versant est plus complexe, étant indissociable du phénomène d'érosion, donc du transfert des MES. Il faut donc considérer à la fois la forme dissoute (comme pour l'azote) et la forme particulaire.

En ce qui concerne la forme dissoute du phosphore, le modèle s'appuie sur le cycle de l'eau, comme dans le cas de l'azote, mais il est limité à la couche de surface et à la couche racinaire. Le transfert sous forme particulaire s'appuie sur un modèle d'érosion hydrique (figure 30).

Le calcul des concentrations et des flux est effectué selon le même principe que pour l'azote, mais le flux total est la somme du flux sous forme dissoute et sous forme particulaire : $F = F_s + F_p$ (avec $F_p = \text{flux de sol érodé} * \text{concentration de phosphore adsorbée}$).

Les résultats sont présentés sous forme de courbes de concentration, de bilans annuels de flux et de carte de distribution spatiotemporelle des nitrates dans

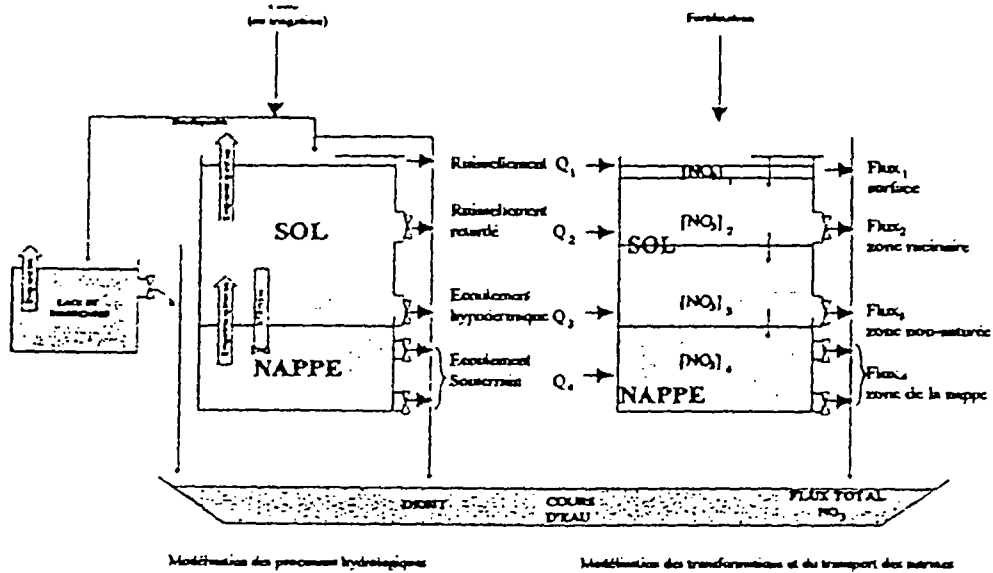


Figure 29. Schématisation du modèle de transfert des nitrates.

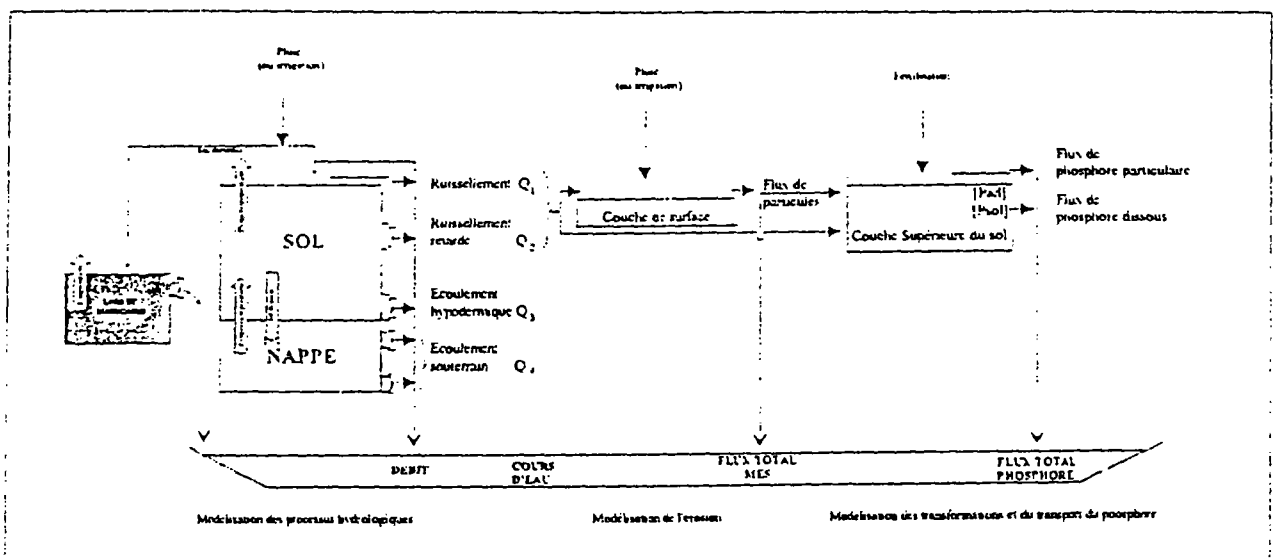


Figure 30. Schématisation des modèles de l'érosion et de transfert du phosphore.

le sol. Ce nouvel outil d'investigation peut permettre de mieux comprendre les phénomènes mis en jeu, d'analyser les zones à risque et même d'étudier l'impact sur le milieu des changements de pratiques culturelles.

Conclusion

Cette première étape de l'étude de l'influence de l'occupation du sol sur qualité des eaux dans les Landes, a permis de mettre en évidence :

- la sensibilité de ces milieux aux pollutions diffuses, en particulier liée d'une part à la nature sableuse très filtrante du sol et d'autre part à la proximité de la nappe superficielle,
- la pression polluante exercée essentiellement par l'agriculture intensive, la forêt se révélant très peu exportatrice d'éléments nutritifs.

Si cette pollution ne concerne pas le phosphore dont les caractéristiques chimiques et physiques compromettent sa mobilité, on doit constater que le flux généré en nitrate est globalement supérieur d'un facteur 25 dans les bassins versants mixtes (forestier et agricole). En ce qui concerne le bassin versant de l'Arriou, cette différence ne s'explique que par une occupation du sol de seulement 20 % de sa superficie, par la maïsiculture.

- le suivi sur seulement 10 mois d'un cycle hydrologique annuel montre que la période la plus critique correspond à l'interculture qui laisse les terres quasiment à nu, favorisant ainsi la migration des formes azotées.

Le drainage important de ces terres ne permet pas au système de s'autoépurer par le biais de la dénitrification dont le rendement, à température différente, est favorisé dans les sols humides. A ce titre, les sols des secteurs forestiers, moins drainés, semblent plus performants vis à vis de ce processus.

Moins drainer des parcelles agricoles en période hivernale pourrait apporter une augmentation de la dénitrification mais certainement conduire à des difficultés de gestion au niveau de l'exploitation.

Si la concentration en nitrate des eaux du Grand Arriou n'est pas en soi dangereuse vis à vis des normes de potabilité (10 mg/l en moyenne), l'importance des flux annuels qu'il génère constituent un risque pour les écosystèmes aquatiques dont il est le tributaire. L'étude intégrée du Bassin d'Arcachon (IFREMER, 1994) montre en effet la sensibilité de cette baie vis à vis de l'augmentation des flux de nitrate, sensibilité qui se traduit par une prolifération massive et nuisible de macro-algues.

Le classement en "zone vulnérable nitrate" du bassin versant de la Leyre dont le sous bassin versant de l'Arriou fait partie, montre l'intérêt qu'il y a à mieux comprendre la dynamique de l'azote au niveau des bassins versants afin de pouvoir confirmer voire développer des mesures agri-environnementales adaptées à ces substrats sableux (ripisylve, enherbement, gestion de l'inter-culture, ...).

L'utilisation de modèles mathématiques, par les simulations de situations qu'ils permettent, apparaissent à ce niveau comme des outils de gestion intéressants pour l'aide à la décision.

Leur validation passe nécessairement par :

- la poursuite sur au moins 3 années, de l'acquisition de données prenant en compte les variabilités interannuelles,
- l'étude plus particulière de certaines périodes de l'année et de certains compartiments du système.

A ce titre une attention particulière sera apportée :

- aux épisodes de crue au cours desquelles la majorité des flux annuels se réalisent,

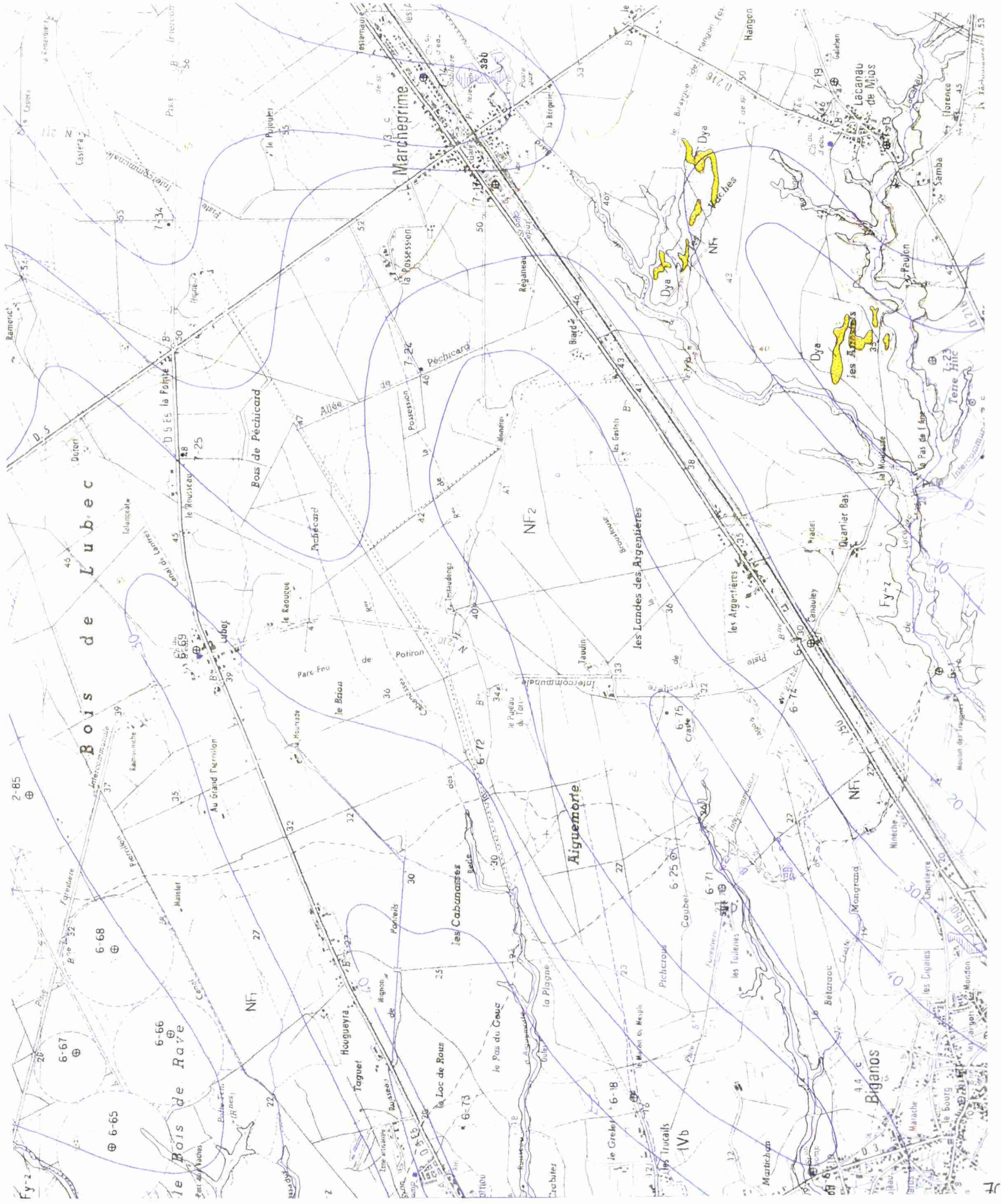
- aux performances des tronçons forestiers et des aménagements tel que la retenue présente sur l'Arriou, vis à vis des abattements de la charge nutritive (dénitrification, assimilation, ...),
- aux écoulements de la nappe et à sa qualité physico-chimique (implantation de piézomètres),
- à une analyse plus fine du fonctionnement des sous-bassins versants aux limites des stations de prélèvement.

Annexes

<u>Annexe 1.</u> Carte géologique du Tagon	p. 70
<u>Annexe 2.</u> Analyses des sols cultivés du Grand Arriou	p. 71
<u>Annexe 3.</u> Surfaces cultivées et chronologie des apports d'azote et de phosphore	p. 72
<u>Annexe 4.</u> Grilles de qualité de l'Agence de l'Eau	p. 73

Annexe 1

- IVb- Pléistocène inférieur (formation d'Onesse)
- NF1- Pléistocène inférieur (formation de Castets)
- NF2- Pléistocène supérieur (sable des Landes s.s.)



Annexe 2

Analyse de sols fournies par les agriculteurs (Roi, 1996)

	Analyse 1	Analyse 2	Analyse 3	Analyse 4
pH eau	6.30	6.30	5.51	6.1
pH (KCl)				5.7
Carbone total (p.1000)	18.40			
Matière organique totale (p.1000)	31.85	24.80	40.90	19.00
Azote total (p.1000)	0.60	0.60	0.68	
Rapport C/N	30.67	24.00	29.90	
Calcaire total actif	0			
bases échangeables :		g/kg	g/kg	ppm
Potasse (K ₂ O)	0.02%	0.017	0.035	73
Magnésie (MgO)	0.20%	0.064	0.090	50
Chaux (CaO)	1.10%	0.89	0.84	1053
Capacité d'échange en cations (meq) p.1000	172.00		84.00	66.00
P ₂ O ₅ (Dver) p.1000	0.23			113 ppm
Oligo éléments : ppm				
Bore	0.25		0.19	0.3
Zinc	3.10		5.5	1.3
Cuivre	3.10		1.8	2.2
Manganèse	5.90		6.3	4.7

Annexe 3

Précisions sur les surfaces cultivées et les chronologies d'apport d'azote et de phosphore

Exploitation	SAU (ha)	Maïs (ha)	Maïs doux (ha)	Carottes (ha)	Orge (ha)	Jachère 1996=10% ISCOF	Propriété	GFA	Fermeage	
1	270	243					27	160	32	78
2	500	450					50	0	500	0
3	580	402	45	38	28		53	0	580	0
4	84	61					3	73	0	11
5	478	430					48	460		18
total (ha)	1912	1606	45	38	28		181	693	1112	107

Exploitation	Culture 96	Date d'apport	forme	quantité	N (unités/ha)	P (unités/ha)	K (unités/ha)		
1	maïs	17-25/04	perlurée		60	115	100		
		deb mai			220				
		fin mai	perlurée		280				
2	maïs	15-25/04	14-48	40 l/ha	12	40	100		
		stade 3-4	12-18-22	450	54				
		feuilles		Kg/ha					
		stade 8-10 f	azote ammoniacale	285 Kg/ha	233.7				
					299.7				
3	maïs	fin mars	9-23-20	600 Kg/ha	54	138	120		
		mi mai-deb	ammoniacale		200				
		juin							
			14-25/07	fertirrigation		35			
						289			
	orge		18/12/1995	ammonitrate		63	100	103	
			17/01/1993	13.6-23-24	430 Kg/ha	58			
			05/04/1996	solution azotée		46			
			18/04/1996	solution azotée		30			
						197			
carottes		10/12/1996	10-12.4-27	550 Kg/ha	56	70	150		
		débachage	5.4-13.8-35	350 Kg/ha	18			46	125
			ammonitrate	100 Kg/ha	33				
					107				
maïs doux		fin mars	9-23-20	600 Kg/ha	54	138	120		
		15-25/07	NH3 fertirrigation		164				
					30				
					248				
4	maïs	mi avril	phosphate d'ammoniac		70	130	120		
			15-jun azote gazeux		210				
			chlorure de potassium		280				
5	maïs	nov-déc 1995	scories	500 Kg/ha		110	157.5		
		10-26/04		525 Kg/ha	52.5			36.75	
		20/05-6/06	NH3 à 82%	300 Kg/ha	246				
					298.5				
TOTAL					2000	1004.75	1095.5		

Annexe 4

Grilles de Qualité de l'Agence de l'Eau

• Grille utilisée pour estimer la qualité générale de l'eau

Groupes de paramètres		1A Excellente	1B Bonne	2 Passable	3 Médiocre	4 Mauvaise
-	Conductivité μ S/cm	≤ 400	400 à 750	750 à 1500	1500 à 3000	> 3000
-	Chlorures mg/l	≤ 100	100 à 200	200 à 400	400 à 1000	> 1000
-	Température °C	≤ 20	20 à 22	22 à 25	25 à 30	> 30
-	pH	6.5 à 8.5	-	6 à 6.5 ou 8.5 à 9	5.5 à 6 ou 9 à 9.5	< 5.5 ou > 9.5
MES	Mat. en suspension mg/l	≤ 30	-	-	30 à 70	> 70
A	NH ₄ mg/l	≤ 0.1	0.1 à 0.5	0.5 à 2	2 à 8	> 8
	N K mg/l	≤ 1	1 à 2	2 à 3	> 3	-
T	Fe mg/l	≤ 0.5	0.5 à 1	1 à 1.5	> 1.5	-
	Mn mg/l	≤ 0.1	0.1 à 0.25	0.25 à 0.5	> 0.5	-
	Cu mg/l	≤ 0.02	0.02 à 0.05	0.05 à 1	> 1	-
	Zn mg/l	≤ 0.5	0.5 à 1	1 à 5	> 5	-
	As mg/l	≤ 0.01	-	0.01 à 0.05	> 0.05	-
	Cd mg/l	≤ 0.001	-	-	> 0.001	-
	Cr mg/l	≤ 0.05	-	-	> 0.05	-
	CN mg/l	≤ 0.05	-	-	> 0.05	-
	Pb mg/l	≤ 0.05	-	-	> 0.05	-
	Se mg/l	≤ 0.01	-	-	> 0.01	-
	Hg mg/l	≤ 0.0005	-	-	> 0.0005	-
	F mg/l	≤ 0.7	0.7 à 1.7	-	> 1.7	-
	Phénols mg/l	0	0 à 0.01	0.01 à 0.05	0.05 à 0.5	> 0.5
Détergents mg/l	≤ 0.2	-	0.2 à 0.5	> 0.5	-	
OX	O ₂ Dissous mg/l	> 7	5 à 7	3 à 5	≤ 3	-
	% Saturation %	> 90	70 à 90	50 à 70	≤ 50	-
	DBO ₅ mg/l	≤ 3	3 à 5	5 à 10	10 à 25	> 25
	DCO mg/l	≤ 20	20 à 25	25 à 40	40 à 80	> 80
	Oxydabilité à froid °	≤ 3	3 à 5	5 à 6	> 6	-

• Grille utilisée pour le Phosphore

Code	Paramètre	S1 Situation normale	P1 Pollution modérée	P2 Pollution notable	P3 Pollution importante	P4 Pollution très importante
P	PO ₄	< 0.2	0.2 à 0.5	0.5 à 1	1 à 5	> 5
	P Total	< 0.1	0.1 à 0.25	0.25 à 0.5	0.5 à 2.5	> 2.5

• Grille utilisée pour les Nitrates

Code	Paramètre	N0 Situation normale	N1 Pollution modérée	N2 Pollution notable	N3 Pollution importante	N4 Pollution très importante
N	NO ₃ mg/l	< 5	5 à 25	25 à 50	50 à 100	> 100

Bibliographie

Remarque : ces ouvrages sont issus de la documentation du Cemagref

AGENCE DE L'EAU RHONE MEDITERRANEE CORSE, 1991. Eaux de Rhône-Méditerranée-Corse. 331 p.

BEUFFE H. ET LAPLANA R., 1992. Impact du défrichement à but maïscicole sur la qualité de l'eau en forêt landaise : application à quatre bassins versants tributaires du lac d'Hourtin-Carcans. CEMAGREF, Etude n°58, 38 p.

BREMOND R. et VUICHARD R., 1973. Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement, 179 p.

CHOSSAT J-C. et COLLAS P., 1982. Etude de la réserve en eau des sols sableux des Landes en vue de l'irrigation. CEMAGREF. 25p.

GEREA, 1990. Impacts du défrichement sur l'environnement dans le massif forestier des Landes de Gascogne, 103p.

GROS A., 1967. Engrais, guide pratique de la fertilisation. 429p.

IFREMER-CEMAGREF-SSA-SABARC, 1994. Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon. 163 p.

JATON J-F., 1982. Contribution à l'étude des relations pluies-débits dans les petits bassins versants ruraux. Thèse n°453, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 171 p.

KAUARK-LEITE L.A., 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion des pollutions diffuses d'origine agricole. Thèse Ecole Nationale des Ponts et Chaussées ; Sciences et Techniques de l'environnement.

LOWRANCE R., VELLIDIS G., HUBBARD K.R., 1995. Wetlands and Aquatic Processes - Denitrification in a Restored Riparian Forest Wetland. J. Environn. Qual., Vol 24, p.808-815.

MOAL J-F, MARTINEZ J., 1995. Emission d'ammoniac après épandage de lisier : le problème. Ingénieries-EAT n°1, p.53-60.

MORIN G. , FORTIN J-P., LARDEAU J-P., SOCHANSKA W., PAQUETTE S., 1981, Modèle CEQUEAU : manuel d'utilisation. Université du Québec, INRS-EAU, 225 p.

NELSON W.M., GOLD A.J., GROFFMAN P.M., 1995. Spacial and Temporal Variation in Groundwater Nitrate Removal in a Riparian Forest. J. Environn. Qual., Vol 24, p.691-699.

PINHEIRO J. ET CAUSSADE B., 1996. Modélisation de la pollution diffuse agricole : cas des nitrates. Revue de l'Agence de l'Eau Adour Garonne n°66, p. 9-16.

PINHEIRO J. ET CAUSSADE B., 1996. Modélisation de la pollution diffuse agricole : cas des matières en suspension et du phosphore. Revue de l'Agence de l'Eau Adour Garonne n°67, p. 12-18.

REMENIERAS G., 1960. L'hydrologie de l'ingénieur. collection du laboratoire national d'hydraulique, 413 p.

ROBACH, 1993. Efficacité comparée des processus naturels d'épuration des eaux de surface : unités fonctionnelles lotiques. Synthèse bibliographique du Laboratoire de Microbiologie, Cemagref, p 1-4.

ROI S., 1996, Transferts d'azote et de phosphore au sein d'un bassin versant landais agricole et forestier : Diagnostic du territoire, ENITA Bordeaux, 58 p.

SAINT-MARC A., 1994. Etude des vitesses de circulation latérale de la nappe dans les sables des Landes de Gascogne. Ecole supérieure des géomètres et topographes. 43 p.

SAJUS P., 1992. Etude de la dynamique du phosphore au sein d'un bassin versant : synthèse bibliographique et application au bassin du Ruiné (Charente). Mémoire de stage de DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, 32p.

SCHIPPER L.A., DYCK W.J., 1990. Reducing nitrogen pollution of lakes and streams. What's New in Forest Research n°202, 4p.

WHURMAN, 1972. Stream purification.

Table des figures et cartes

<u>Figure 1.</u> Principaux types de sols et incidences sur la mise en culture	p. 7
<u>Figure 2.</u> Moyenne mensuelle des précipitations	p. 15
<u>Figure 3.</u> Evolution inter-annuelle des pluies	p. 15
<u>Figure 4.</u> Evolution inter-annuelle de la température de l'air	p. 16
<u>Figure 5.</u> Evolution saisonnière des températures	p. 17
<u>Figure 6.</u> Evolution inter-annuelle de l'insolation	p. 17
<u>Figure 7.</u> Insolation moyenne mensuelle	p. 18
<u>Figure 8.</u> Moyenne mensuelle de la vitesse du vent	p. 19
<u>Figure 9.</u> Diagramme de répartition des eaux météoriques au cours d'une averse	p. 21
<u>Figure 10.</u> Débits moyens mensuels du Grand Arriou (1968-1995)	p. 29
<u>Figure 11.</u> Courbe des débits classés	p. 29
<u>Figure 12.</u> Evolution comparée des débits spécifiques des bassins versants du Tagon et de l'Arriou	p. 30
<u>Figure 13.</u> Hydrohyétogrammes du Grand Arriou	p. 31
<u>Figure 14.</u> Hydrohyétogramme de l'Arriou (1994)	p. 33
<u>Figure 15.</u> Séparation des composantes de l'hydrogramme des débits	p. 33
<u>Figure 16.</u> Cycle de l'azote	p. 37
<u>Figure 17.</u> Cycle du phosphore	p. 39
<u>Figure 18.</u> Evolution des concentrations en nitrates et ammonium le long du Grand Arriou	p. 46
<u>Figure 19.</u> Evolution de la concentration en phosphore le long du Grand Arriou	p. 47
<u>Figure 20.</u> Evolution saisonnière de la conductivité et du pH	p. 47
<u>Figure 21.</u> Evolution saisonnière des teneurs en nitrate et en phosphore	p. 48
<u>Figure 22.</u> Corrélations entre les flux de phosphore total et de nitrates au point 2 et au point 6	p. 52
<u>Figure 23.</u> Part des différentes formes de l'azote dans les flux mesurés aux exutoires des deux bassins versants	p. 53
<u>Figure 24.</u> Evolution saisonnière des flux d'azote et de phosphore totaux sur les deux bassins versants	p. 54
<u>Figure 25.</u> Evolution de l'abattement des flux en azote le long de trois tronçons	p. 60
<u>Figure 26.</u> La retenue de Mano	p. 59
<u>Figure 27.</u> Superposition d'une grille sur le bassin versant	p. 64
<u>Figure 28.</u> Modélisation des processus hydrologiques	p. 64
<u>Figure 29.</u> Schématisation du modèle de transfert des nitrates	p. 65
<u>Figure 30.</u> Schématisation des modèles de l'érosion et de transfert du phosphore	p. 65

<u>Carte 1.</u> Localisation d'ensemble	p. 2
<u>Carte 2.</u> Bassin versant du Grand Arriou, réseau hydrographique	p. 3
<u>Carte 3.</u> Bassin versant du Tagon, occupation du sol	p. 4
<u>Carte 4.</u> Bassin versant de l'Arriou, courbes de niveau	p. 4
<u>Carte 5.</u> Bassin versant du Grand Arriou, géologie	p. 5
<u>Carte 6.</u> Bassin versant du Grand Arriou, occupation du sol	p. 10
<u>Carte 7.</u> Les apports en azote en 1996	p. 11
<u>Carte 8.</u> Apports en phosphore et interculture 95-96	p. 12
<u>Carte 9.</u> Bassin versant du Grand Arriou, points potentiels de pollution	p. 51

Table des matières

1. Introduction	p. 1
1.1. Cadre de l'étude	p. 1
1.2. Objectifs et démarche générale	p. 2
2. Description des territoires et des milieux	p. 3
2.1. Choix, localisation et définition de ces espaces	p. 3
2.2. Les différentes composantes de ces écosystèmes	p. 6
2.2.1. Géologie et hydrogéologie	p. 6
2.2.2. Pédologie	p. 8
2.3. Occupation du sol	p. 11
2.3.1. Bref historique de l'occupation du sol sur le bassin du Grand Arriou	p. 11
2.3.2. Le partage du territoire entre forêt et agriculture	p. 11
2.3.3. Pratiques, agricoles et sylvicoles et risques de pollution diffuse	p. 12
3. Climatologie et hydrologie de surface	p. 14
3.1. Caractérisation du climat sur les deux bassins versants	p. 14
3.1.1. Les précipitations	p. 14
3.1.2. Les températures	p. 16
3.1.3. L'insolation	p. 17
3.1.4. Les vents	p. 18
3.1.5. La climatologie des deux bassins est-elle significativement différente ?	p. 19
3.2. Les réservoirs et les circulations d'eau	p. 21
3.2.1. La répartition des eaux dans le sol	

suite à une averse	p. 21
3.2.2. Les écoulements	p. 23
3.2.3. Le réseau hydrographique et l'assainissement	p. 24
3.3. Analyse des débits	p. 26
3.3.1. Présentation du matériel et des méthodologie de mesures	p. 26
3.3.2. Caractérisation des débits	p. 28
3.4. Etude des relations pluie-débit	p. 32
4. Indicateurs chimiques de la qualité de l'eau	p. 36
4.1. Présentation du protocole de suivi de la qualité de l'eau	p. 36
4.2. Rappels sur le cycle de l'azote et du phosphore	p. 37
4.2.1. L'azote	p. 37
4.2.2. Le phosphore	p. 39
4.3. Diagnostic provisoire de la qualité de l'eau	p. 42
4.3.1. Présentation des paramètres suivis en terme de qualité de l'eau	p. 42
4.3.2. Evolution de la qualité amont -aval du Grand Arriou	p. 46
4.3.3. Variations saisonnières	p. 48
4.4. Evaluation des flux de nitrates et de phosphates	p. 50
4.4.1. Bilan des apports sur les deux bassins versants	p. 50
4.4.2. Flux de nutriments mesurés à l'exutoire des bassins versants	p. 53
5. Réduction des pollutions diffuses	p. 56
5.1. Un phénomène naturel : l'autoépuration	p. 56
5.1.1. Description des mécanismes	p. 56
5.1.2. Mesures du phénomène	p. 57
5.1.3. Estimation du pouvoir autoépurateur	

du Grand Arriou	p. 58
5.1.4. Intérêt des forêts et ripisylves de bordures de cours d'eau	p. 62

5.2. La modélisation des flux d'azote et de phosphore : un outil d'aide à la gestion des bassins versants agricoles	p. 64
5.2.1. Le modèle hydrologique CEQUEAU	p. 64
5.2.2. Les sous modèles de transfert d'azote et de phosphore	p. 65

6. Conclusion	p. 67
----------------------	-------

Annexes	p. 69
----------------	-------

Bibliographie

Table des figures et cartes